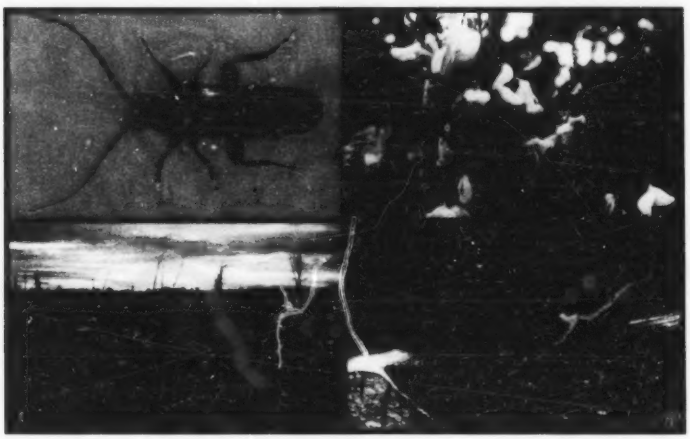
Service canadien des forêts

L'impact potentiel des ravageurs forestiers exotiques en Amérique du Nord : synthèse de la recherche



Rapport d'information BC-X-387F
Emina Krcmar-Nozic, Bill Wilson et Louise Arthur
Centre de foresterie du Pacifique
Victoria (Colombie-Britannique)

Ressources naturelles Canada
Natural Resources Canada

Le Centre de foresterie du Pacifique à Victoria (Colombie-Britannique)

Le Centre de foresterie du Pacifique du Service canadien des forêts effectue des recherches dans le cadre d'un réseau national cherchant à répondre aux besoins des divers responsables de la gestion des ressources forestières. Les résultats de ces recherches sont diffusés dans des rapports scientifiques et techniques et d'autres publications.

De plus amples renseignements sur les travaux et les publications de Ressources naturelles Canada, du Service canadien des forêts et du Centre de foresterie du Pacifique sont présentés sur le Web, à l'adresse http://www.pfc.scf.rncan.gc.ca/.

102-00078/

L'impact potentiel des ravageurs forestiers exotiques en Amérique du Nord : synthèse de la recherche

Emina Krcmar-Nozic
Forest Economics and Policy Analysis Research Unit
University of British Columbia
Vancouver (Colombie-Britannique)

Bill Wilson
Industrie, commerce et économie
Service canadien des forêts
Victoria (Colombie-Britannique)

Louise Arthur
Department of Agricultural Economics
University of British Columbia
Vancouver (Colombie-Britannique)

Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts
Centre de foresterie du Pacifique
Rapport d'information BC-X-387F

2000

Service canadien des forêts
Centre de foresterie du Pacifique
506 West Burnside Road
Victoria (Colombie-Britannique)
V8Z 1M5
Téléphone : (250) 363-0600
http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2000
ISSN 0830-0453
ISBN 0-662-85065-3
No de catalogue : Fo46-17/387F
Imprimé au Canada

This publication is also available in English.

Microfiches de cette publication en vente chez :

MicroMedia Ltée
Place du Portage
165, rue Hôtel-de-Ville
Hull (Québec)
J3X 3X2

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Krcmar-Nozic, Emina
L'impact potentiel des ravageurs forestiers exotiques en Amérique du Nord : synthèse de la recherche

(Rapport d'information, ISSN 0830-0453 ; BC-X-387F)
Publ. aussi en anglais sous le titre : The potential impacts of exotic forest pests in North America.
ISBN 0-662-85065-3
No de cat. Fo46-17/387F

1. Insectes forestiers – Amérique du Nord.
2. Arbres – Maladies et fléaux – Amérique du Nord.
3. Arbres – Maladies et fléaux – Aspect économique – Amérique du Nord.
4. Arbres – Maladies et fléaux – Aspect environnemental – Amérique du Nord.

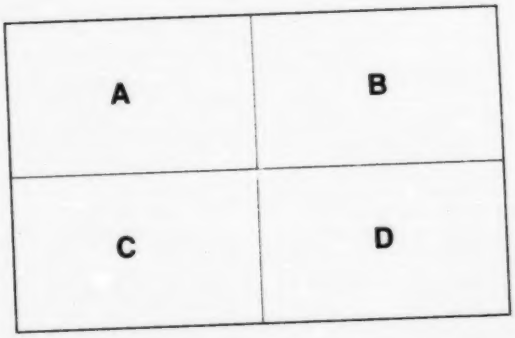
I. Arthur, Louise M., 1949- .
II. Wilson, Bill, 1950- .
III. Centre de foresterie du Pacifique.
IV. Coll.: Rapport d'information (Centre de foresterie du Pacifique) ; BC-X-387F.

SB671.K73 2000 634.9'6 C01-980240-4

Remerciements

La Direction des sciences et le Réseau de la recherche socio-économique du Service canadien des forêts ont fourni l'appui financier nécessaire pour mener ce projet à terme. Nous tenons à remercier David Winston, du Service canadien des forêts, pour ses suggestions et son aide. Nos remerciements vont également à Hans Ottens, à Eric Allen, à Lee Humble et à Vince Nealis pour avoir revu ce rapport.

Plat recto :



A) Petit longicorne du thuya – *Callidiellum rufipenne*
(photo : Klause Bolte, Ressources naturelles Canada, Ottawa)

B) Genêt à balai – *Cytisus scoparius*
(photo : Raj Prasad, Service canadien des forêts, Victoria)

C) Salicaire pourpre – *Lythrum salicaria*
(photo : Eric Allen, Service canadien des forêts, Victoria)

D) Larve de la spongieuse – *Lymantria dispar*
(photo : Lee Humble, Service canadien des forêts, Victoria)

Table des matières

REMERCIEMENTS iii

SOMMAIRE vi

SUMMARY viii

INTRODUCTION 1

L'INVASION BIOLOGIQUE - UN PROCESSUS EN PLUSIEURS ÉTAPES 3

Introduction 3

Établissement 4

Dissémination 4

TENDANCES EN CE QUI CONCERNE LES INTRODUCTIONS DE RAVAGEURS EXOTIQUES 5

Historique 5

Commerce international 6

IMPACT SUR LE SECTEUR FORESTIER 11

Évaluation de l'impact économique 11

Spongieuse 13

Maladie hollandaise de l'orme 14

Nématode du pin 14

Impact des importations de bois 15

Évaluation de l'impact environnemental/écologique 15

Évaluation de l'impact social 17

ÉTUDES DE CAS 18

Spongieuse 19

Impact de la spongieuse 20

Gestion 20

Coléoptères xylophages en Colombie-Britannique 21

Effets économiques de coléoptères exotiques 21

Effets économiques d'un coléoptère indigène 23

PRISE DE DÉCISION EN MATIERE DE GESTION DES RAVAGEURS EXOTIQUES 24

Risque et incertitude 24

Analyse d'invasions 26

Traités et conventions 27

Sources d'information 28

CONCLUSIONS 28

BIBLIOGRAPHIE 30

ANNEXE 34

Sommaire

- Les nuisibles exotiques sont définis comme étant les espèces animales et végétales qui s'étendent au-delà de leur aire de distribution naturelle et qui ont des effets négatifs combinés sur l'économie, l'écologie et les collectivités d'une région. Une invasion de nuisibles exotiques met en jeu les étapes suivantes : introduction, établissement et propagation.

- Les espèces exotiques qui réussissent à s'établir et à se propager ne sont pas toutes nuisibles. En fait, un grand nombre de celles-ci font partie intégrale de l'économie et des écosystèmes de l'Amérique du Nord : des espèces exotiques introduites intentionnellement sont à la base de plus de 90 pour cent de la production d'aliments pour les humains et pour les bestiaux.

- La probabilité qu'une espèce exotique devienne nuisible localement est relativement faible. L'établissement d'un organisme introduit dans un nouvel habitat dépend d'une interaction complexe entre plusieurs facteurs, notamment le nombre d'organismes introduits, leur adaptabilité, la qualité de l'habitat et le niveau de compétition (prédation, maladies, etc.). Bien qu'il soit peut probable qu'une espèce exotique parvienne à se propager sur une grande échelle, certaines espèces peuvent devenir suffisamment nuisibles pour engendrer des impacts négatifs importants.

  On estime que plus de 300 insectes parasites des arbres et originaires d'Europe sont maintenant établis en Amérique du Nord. Les auteurs d'une vaste étude entreprise aux États-Unis estiment que plus de 4542 espèces exotiques ont été introduites aux É.-U. et que 15 % de ces espèces affectent sensiblement les récoltes, les forêts, la santé publique et les réserves naturelles.

- L'incidence financière des nuisibles exotiques dans les forêts des États-Unis a été estimé à 123 milliards $US par an et les pertes annuelles en bois à 4 milliards $US. Bien qu'aucune étude d'impacts n'ait été effectuée au Canada, on estime que les pertes domestiques annuelles en bois, tous nuisibles forestiers confondus (exotiques et indigènes), se chiffrent à 61 millions m^3 ou un tiers de la récolte commerciale annuelle, soit une perte financière annuelle d'environ 720 millions $ en droits de coupe, redevances et revenus locatifs.

  L'effet des espèces exotiques sur les écosystèmes englobe notamment le déplacement et le remplacement des espèces indigènes, l'élimination potentielle de certaines essences (p. ex. l'orme d'Amérique et le châtaignier d'Amérique), et la menace d'une pression sur les espèces rares ou en danger. Les écosystèmes peu diversifiés, comme ceux des forêts boréales, sont relativement plus susceptibles de subir une invasion exotique. Les forêts attaquées par des nuisibles et qui perdent leurs arbres n'offrent plus qu'une nourriture et un habitat réduits à la faune. Leurs caractéristiques sont altérées et l'effet se fait sentir sur le cycle des nutriments, l'hydrologie locale et le régime des incendies.

  Au niveau social, les nuisibles exotiques peuvent nuire à la santé publique et à la crédibilité du gouvernement, conduire à la perte de valeurs esthétiques et spirituelles, affecter l'image que se fait le public de la foresterie, nuire au soutien éventuel que la population accorde à cette industrie, et enfin déstabiliser l'emploi, les collectivités et les relations internationales.

- L'échelle et la nature du commerce international influent directement sur la propagation des espèces exotiques. L'augmentation des échanges de produit s et l'émergence de nouveaux partenaires augmentent ainsi le risque de transmission de ces espèces. Ce risque est renforcé par la vitesse des moyens de transport modernes, l'utilisation de conteneurs, de livraison point à point par transports combinés et l'utilisation de matériaux d'emballage « verts ». Le tourisme, autre source d'échanges commerciaux et d'introduction de nuisibles exotiques, s'est considérablement étendu et inclut aujourd'hui de nombreuses régions autrefois isolées. Toute importation de matière vivante ou non traitée (eau, terre, air, bois, personnes, etc.) constitue une source potentielle d'introduction de nuisibles exotiques.

Le Canada est particulièrement vulnérable aux transmissions de nuisibles exotiques par voie de commerce parce que les États-Unis, notre principal partenaire commercial, sont aussi les plus gros importateurs du monde. Le risque est augmenté par l'intégration relative des écosystèmes des deux pays. Les nuisibles exotiques menacent le maintien de certains liens commerciaux et sont responsables de l'annulation de marchés d'exportation.

Les possibilités de contrôle et d'éradication des nuisibles exotiques sont de plus en plus limitées ou supprimées en réponse à l'information croissante sur leur efficacité, aux dommages collatéraux subis par les autres organismes et au soutien décroissant du public. Les mesures possibles comprennent l'utilisation d'appâts et d'attractifs, de pesticides fumigènes, de répulsifs, de pièges, de poisons et d'agents biologiques ainsi que la distribution de primes pour la destruction des nuisibles, l'exploitation commerciale de ces derniers et l'élimination mécanique.

Vu l'incidence croissante des nuisibles exotiques, l'étendue des dommages prévisibles et le nombre limité de possibilités de contrôle, il est crucial de mettre en place un effort international visant à réduire le risque de transmission de ces organismes à la source afin d'en contrôler efficacement la propagation. Un tel effort nécessitera une collaboration internationale, des capitaux pour soutenir la mise en place de contrôles chez les nouveaux exportateurs, de mesures de surveillance et d'un système de pénalités pour les infractions aux règlements.

- Le Canada possède un certain nombre de barrières naturelles à la propagation des nuisibles exotiques, notamment son climat, sa superficie et sa topographie. Il est toutefois important que la structure institutionnelle soit révisée de manière à complémenter ces barrières naturelles.

Summary

- Exotic pests are defined as flora and fauna species extending beyond their natural range of potential dispersal, that are having a combination of negative economic, ecological or social impacts. The steps involved in an exotic invasion are introduction, establishment and spread.

- Not all exotic species that successfully establish and spread are pests. Indeed, exotics are an integral component of the North American economy and ecology; over 90 percent of North American food and feed production is derived from intentionally introduced exotic species.

- The probability of an exotic species becoming a pest is quite low. Successful establishment of an introduced organism into non-native habitat depends upon a complex interaction of several factors, including size of the introduction, adaptability of the organism, habitat suitability and the level of competition (predation, diseases, etc.). Although the likelihood of successful exotic spread is low, certain exotics that do become pests can have major negative impacts.

  It is estimated that over 300 tree-feeding insects native to Europe are now established in North America. A comprehensive US study estimates the total number of introduced species in the US exceeds 4542 and that 15 percent of these exotics cause severe harm in agriculture, forestry, industry, human health and to protected natural areas.

- The financial impact of alien forest pests in the US has been estimated at US$ 123 billion per year and annual timber losses at US$ 4 billion. While there are few impact studies in Canada, annual domestic timber losses to all forest pests (both exotic and indigenous) are an estimated 61 million m^3 or about one-third of the total annual commercial harvest. Allowing that this timber would have been harvested, the annual financial loss to provincial stumpage, royalties, and rent revenues is about $720 million.

  Ecosystem impacts of exotic species include suppression and replacement of native species, potential for extirpation (e.g., American elm, American chestnut), and the threat to rare and endangered species. Ecosystems of low diversity, such as the boreal forests, are relatively more susceptible to exotic invasion. Stressed and depleted forests afford reduced food and habitat for wildlife, and have altered forest fundamentals which are manifested in nutrient cycle impacts, forest hydrology and forest fire regimes.

  The social effects of exotic pests can include impacts on human health, government credibility, losses in aesthetic and spiritual values, public perception and support of forestry, employment and community stability, and international relations.

- The magnitude and nature of international trade directly affect trends in exotic pests. The increase in trade volumes and the emergence of new trading partners serve to increase the risk of exotic transmission. This risk is further strengthened by the speed of modern transportation, the use of containers, point-to-point delivery with inter-modal transport, and the use of "green" packaging materials. Travel, another source of trade and exotic introductions, has expanded dramatically and now includes many previously isolated regions. Any importation of living or untreated material (water, soil, air, wood, people, etc.) constitutes a potential source for the introduction of exotic pests.

  Canada is particularly vulnerable to trade transmissions of potential exotic pests because the US, our major trading partner, is also the world's largest importer. The risk is further compounded by a degree of ecosystem integration between the two countries. Exotic pests can and do produce situations in which export opportunities are threatened and lost.

The control/eradication options for exotic pests are increasingly being limited or eliminated in response to improved information on efficacy, collateral damage to other organisms and the degree of public acceptance. The range of options includes baits and attractants, fumigants, repellants and barriers, traps, poisons, biological agents, bounties and commercial exploitation, and mechanical removal.

Given increased incidence of exotic pests, the magnitude of the expected damages and the limitation on control options, central to the control of exotic pests is an effective international effort to reduce the transmission risk at the source of introduction. This will require international cooperation, funding to support the required implementation in emerging exporters, monitoring provisions and established penalties for violations.

- Canada has a number of natural barriers to domestic spread of exotic pests. These include climate, distances and topographical barriers. It is important that the institutional structure be reviewed to ensure that it is positioned to complement these natural barriers.

Introduction

Au cours des dernières années, la communauté scientifique a attiré l'attention sur les problèmes écologiques majeurs qui pourraient résulter de l'introduction de ravageurs exotiques (Liebhold *et al.*, 1995; Niemela et Mattson, 1996). L'ampleur de l'impact financier ainsi que les mesures de lutte et de redressement mises en place en réponse à l'introduction et à l'établissement récents de certains de ces organismes mettent en évidence les coûts économiques potentiels liés à des invasions d'organismes exotiques. À ces coûts, il faut ajouter les coûts écologiques et sociaux potentiels des invasions de même que leurs conséquences. L'introduction d'un ravageur exotique et l'échec des efforts pour l'éradiquer peuvent miner la confiance du public dans les compétences scientifiques et la libéralisation des échanges. En Amérique du Nord, les gouvernements semblent avoir pris conscience des répercussions négatives éventuelles que représentent ces organismes et ils ont commencé à s'y intéresser de plus près. Aux États-Unis, en vertu d'un décret promulgué au printemps de 1999, les fonds consacrés à cette question complexe ont été augmentés de 29 millions ($US) par année, notamment pour élaborer une stratégie nationale contre les espèces envahissantes. L'annonce a suivi l'abattage, à Chicago, de centaines d'arbres feuillus mûrs pour cause d'infestation de longicornes asiatiques *Anoplophora glabripennis* (Hagenbaugh, 1999). Ce longicorne, maintenant établi dans deux États (New York et Illinois), a été intercepté dans au moins huit autres États ainsi qu'en Ontario et en Colombie-Britannique. Toutefois, on ne sait pas s'il a réussi à s'établir à ces endroits. La ville de New York a perdu plus de mille arbres à cause de lui (ACIA, 2001)[1]. Ce ravageur exotique n'est qu'un de ceux qui réussissent à s'établir dans les forêts nord-américaines, mais la victime, dans ce cas, était une forêt urbaine de grande visibilité. On a estimé que plus de 300 espèces d'insectes originaires d'Europe s'alimentant aux dépens des arbres ont réussi à s'établir en Amérique du Nord (Niemala et Mattson, 1999).

Cette étude a pour objet de résumer l'information disponible sur les invasions de ravageurs exotiques, première étape indispensable à l'élaboration d'une stratégie intégrée, interdisciplinaire, de prise de décision et d'intervention dans un cadre d'aménagement durable des forêts. L'approche adoptée a consisté à produire, à partir de la documentation existante, une synthèse historique de l'impact potentiel des invasions de ravageurs exotiques sur les forêts canadiennes. La recherche qui se fait aux États-Unis est particulièrement utile pour examiner ce qui se passe au Canada, en ce que les deux pays partagent le même continent, ont des écosystèmes forestiers intégrés, des conditions biogéoclimatiques semblables et que les échanges commerciaux y sont importants. Les cas de dissémination « transfrontière » de ravageurs forestiers étrangers sont d'ailleurs nombreux. À titre d'exemple, mentionnons la spongieuse européenne (*Lymantria dispar*) dans l'Est de l'Amérique du Nord et le porte-case du mélèze (*Coleophora laricella*) qui s'est répandu de l'Idaho à la Colombie-Britannique.

La majeure partie de l'information existante ou disponible provient des États-Unis, de sources telles que l'United States Department of Agriculture (USDA), les communautés universitaires et les organismes sous contrat avec le gouvernement de ce pays. Nous avons complété cette information en dépouillant et en examinant des sources canadiennes sur le sujet, notamment les publications du Service canadien des forêts (SCF) et de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) ainsi que diverses revues soumises à l'examen par des pairs. Enfin, nous avons obtenu d'autres renseignements en communiquant avec des chercheurs qui travaillent dans des laboratoires gouvernementaux, des organismes de réglementation ou des universités[2].

L'arrivée d'une nouvelle espèce sur un territoire peut être le résultat de processus naturels et/ou d'activités humaines. Les insectes adultes ou immatures, les graines des plantes et les spores des champignons peuvent profiter des tempêtes, d'autres phénomènes météorologiques exceptionnels ou encore d'animaux en migration pour traverser des frontières naturelles comme les montagnes, les océans et les grandes distances. De plus en plus, cependant, le facteur humain offre aux espèces une occasion supplémentaire de franchir les barrières naturelles et de s'établir au-delà de leur aire naturelle (Wilson et Graham, 1983).

---

[1] Le longicorne asiatique est une menace pour les arbres feuillus du Canada, pour les érables entre autres. Il compte peu de prédateurs naturels dans son milieu d'origine; il serait sensible à des champignons entomopathogènes. En Chine, des plantations d'érables sont établies comme cultures pièges pour protéger les peupliers à croissance rapide.

[2] Le SCF (1999a,b) nous a fourni une bonne introduction sur divers aspects des ravageurs forestiers.

La mondialisation, en particulier par l'entremise du commerce et des voyages internationaux, a eu pour effet d'accroître la transmission d'espèces entre régions. La terminologie pour la désignation des organismes ainsi transportés n'est pas normalisée. Différents termes sont utilisés dans les publications scientifiques, notamment : « invasif », « envahissant », « étranger », « exotique », « allochtone », « exogène », « immigrant », « introduit », « non indigène », « non autochtone » et « non natif ». Dans ce rapport, « exotique » est utilisé plus souvent, avec également « non indigène » et « introduit ». Ces termes sont employés pour désigner une espèce présente hors de son aire de dispersion naturelle potentielle (définition donnée par l'OTA, 1993). Cette définition, basée sur l'écologie des espèces, reconnaît l'importance des activités humaines dans les déplacements d'espèces. Un autre terme largement utilisé est « invasion biologique » ou « bio-invasion ». Il fait référence à l'extension de l'aire géographique d'une espèce (Liebhold *et al.*, 1995). D'après cette définition, une espèce exotique n'est pas nécessairement une espèce d'outre-mer. Les déplacements d'espèces à l'intérieur du Canada ou de l'Amérique du Nord peuvent également être considérés comme des invasions d'espèces exotiques.

Beaucoup d'organismes introduits intentionnellement sont bénéfiques, comme les plantes cultivées, certaines plantes ornementales, le gibier et le bétail. Le terme « exotique » s'applique à tous les organismes introduits, qu'ils soient bénéfiques ou nuisibles, tandis qu'« invasion » signifie essentiellement l'expansion d'une espèce. Les espèces exotiques sont dites « envahissantes » lorsqu'elles modifient un écosystème en déplaçant des espèces indigènes par altération de leur habitat, prédation, parasitisme ou compétition pour l'espace, la lumière, la nourriture ou les éléments nutritifs. La présente étude est axée sur l'impact des ravageurs forestiers – c'est-à-dire des organismes qui ont eu, dans la zone envahie, un impact négatif sur l'économie, les écosystèmes forestiers et, dans certains cas, la société. Les classifications des ravageurs exotiques varient. On les répartit généralement en trois groupes : insectes, organismes pathogènes et plantes.

Les organismes exotiques qui semblent causer le plus de dommages aux forêts sont les insectes et les organismes pathogènes, mais des plantes introduites (ligneuses, ornementales et adventices) se montrent également très destructives et livrent une forte concurrence à la végétation forestière indigène pour l'espace, les éléments nutritifs et l'eau. Par exemple, le genêt à balai (*Cytisus scoparius*) et l'ajonc d'Europe (*Ulex europaeus*) sont des plantes exotiques envahissantes qui constituent une menace supplémentaire pour le plus rare écosystème forestier du Canada : l'écosystème à chêne de Garry et à arbousier d'Amérique (*Quercus garryana* Dougl. – *Arbutus menziesii*) du Sud-Est de l'île de Vancouver et du Sud des îles Gulf, déjà affecté par le développement agricole et l'expansion urbaine. Les plantes exotiques envahissantes sont aussi devenues un problème majeur dans les zones subtropicales de l'Amérique du Nord (Hawaï et Floride). Le niaouli (*Melaleuca quinquenervia*), plante indigène d'Australie introduite en Amérique du Nord en 1906 comme plante d'ornement, a envahi la région des Everglades de la Floride, avec pour conséquences une diminution des réserves d'eau douce dans le Sud de l'État, une augmentation du risque d'incendie et des pertes pour l'industrie touristique et le secteur des activités récréatives (Liebhold *et al.*, 1995). En outre, sur le plan écologique, l'invasion du niaouli a entraîné la suppression d'un grand nombre d'espèces indigènes (Bright, 1998). Le genêt à balai, originaire du Sud de l'Europe et du Nord de l'Afrique, a été importé comme plante d'ornement en Amérique du Nord au milieu du XIXe siècle. Il est aujourd'hui très répandu dans la région du Nord-Ouest du Pacifique, envahissant prairies indigènes, pâturages, forêts-parcs et bords de routes.

La spongieuse (*Lymantria dispar*) offre un exemple d'insecte introduit intentionnellement qui s'est échappé pour devenir un important ravageur des forêts en Amérique du Nord. En 1981, à la culmination de l'infestation, elle avait défolié plus de six millions d'hectares de forêt aux États-Unis. La brûlure du châtaignier est une maladie importée qui a changé la composition des forêts nord-américaines. Causée par le champignon asiatique *Cryphonectria parasitica*, elle a été décelée pour la première fois à New York en 1904. En 1950, elle avait tué presque tous les châtaigniers d'Amérique sur une superficie d'environ 81 millions d'hectares (Liebhold *et al.*, 1995).

L'invasion biologique – un processus en plusieurs étapes

Toute invasion biologique qui réussit comporte trois éléments : l'introduction, l'établissement et la dissémination (Liebhold *et al.*, 1995; Mooney et Drake, 1986; Drake *et al.*, 1989). Un quatrième élément, d'intérêt particulier, est l'impact de l'invasion. Tous les insectes introduits ne deviennent pas nuisibles, mais parmi ceux qui le sont devenus, certains ont eu des effets dévastateurs (Cochran, 1992; OTA, 1993).

Le dénominateur commun de toute invasion biologique est le manque d'information. Quelles espèces vont être introduites et lesquelles vont réussir à s'établir? Comment seront-elles introduites? Quand? Où? Quels organismes introduits vont se disséminer et devenir nuisibles? Quelle sera la nature et l'ampleur de leur impact?

De vastes recherches ont été consacrées aux modes d'introduction des ravageurs forestiers exotiques, mais de nombreuses inconnues subsistent (USDA, 1991, 1992, 1998a et b). Avec un vocabulaire et des objectifs qui peuvent varier, les invasions biologiques ont été étudiées dans un certain nombre de disciplines scientifiques liées à la biologie des populations, dont l'épidémiologie, l'écologie et la génétique des populations. Des efforts ont également été faits pour décrire mathématiquement les aspects des invasions biologiques qui intéressent en commun ces disciplines différentes (Hengeveld, 1989).

Le tableau 1 résume le degré d'incertitude et de risque concernant chaque stade d'une invasion biologique.

Tableau 1. Niveau d'incertitude/de risque rattaché à chaque stade d'une invasion biologique.

Stade de l'invasion	Niveau d'incertitude/de risque
Introduction	incertitude très élevée
Établissement	incertitude élevée
Dissémination	risque élevé

Introduction

L'introduction est le processus d'entrée, soit par des mécanismes naturels ou par le biais de l'activité humaine, d'un organisme dans une aire géographique ou écologique d'où il était absent. La plupart des invasions biologiques sont dues à des introductions accidentelles, mais beaucoup d'espèces ont aussi été sorties de leur habitat d'origine intentionnellement par l'Homme; c'est le cas de la majorité des plantes cultivées et des animaux d'élevage à des fins alimentaires en Amérique du Nord. Sur les 235 plantes ligneuses envahissantes recensées en Amérique du Nord, 85 % ont été introduites initialement pour l'ornementation et l'aménagement paysager (White, 1997). D'autres introductions ont été faites pour réduire l'érosion du sol ou soutenir certaines populations cibles de la faune (Wallner, 1997). Le kudzu (*Pueraria lobata*), par exemple, a été introduit aux États-Unis en 1876 en tant que plante fourragère et plante d'ornement. Dans les années 1930, les agriculteurs du Sud des États-Unis ont été encouragés à le planter pour réduire l'érosion des sols. Peu de temps après, toutefois, la plante a été reconnue comme mauvaise herbe, et l'USDA l'a retirée de sa liste des plantes autorisées en 1953.

L'introduction délibérée d'espèces exotiques ne se limite pas aux plantes. Beaucoup d'animaux ont été introduits à diverses fins : production commerciale, lutte contre des espèces indigènes nuisibles, reconstitutions nostalgiques, agrément, chasse. Certains des animaux importés se sont développés de façon spectaculaire, ont formé de grosses populations et se sont établis dans des habitats très variés. En Amérique du Nord, l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le moineau domestique (*Passer domesticus*) et, chez les plantes, le genêt à balai en sont de bons exemples. En Australie, des lapins (*Oryctolagus cuniculus*) importés d'Europe par des colons sont devenus un véri-

table fléau jusqu'à ce qu'une autre espèce exotique, un virus de lapin brésilien, mette fin à l'invasion dans les années 1950 (Bright, 1998). La spongieuse a été importée de France au Massachusetts par un entomologiste amateur. En 1869, un certain nombre d'individus se sont échappés et ont réussi à se reproduire; vingt ans plus tard, ils avaient développé une population qui explose de façon cyclique. Dans le parc national Jasper, on examine attentivement des poissons non indigènes introduits dans l'intention de les retirer du milieu et de permettre le rétablissement d'espèces indigènes.

De nouveaux moyens de transport facilitent considérablement l'introduction d'organismes exotiques. Le taux de survie de ces voyageurs clandestins est beaucoup plus élevé que par le passé en raison de la rapidité avec laquelle ils sont transportés vers de nouveaux territoires et un hôte approprié. Les soutes des avions-cargos sont très propices aux invasions d'insectes, et il est connu que les compartiments des roues abritent souvent le serpent brun arboricole (*Boiga irregularis*). D'autres voies d'introduction notoires sont l'eau de cale ainsi que les palettes, les pièces d'arrimage et les caisses en bois. Les pulvérisations de routine sont souvent impuissantes contre les introductions de ce genre (Dale et Maddison, 1984). Les conteneurs fournissent un environnement favorable à une gamme de ravageurs exotiques, y compris des organismes se trouvant dans la terre sur les taquets. En résumé, toute importation de matière vivante ou non traitée (bois, eau, terre, etc.) représente une voie potentielle d'introduction de ravageurs exotiques.

Une autre voie d'entrée reconnue, plutôt indirecte, est le matériel végétal et animal vivant, dont le commerce est en hausse. Des ravageurs exotiques peuvent être associés à ce matériel. Par exemple, les graines et les tubercules peuvent abriter des insectes et des organismes pathogènes; les animaux peuvent introduire des graines et de nouvelles maladies. Les importations de bois sous forme de billes brutes ou non traitées ou de copeaux constituent des voies importantes d'introduction de ravageurs forestiers envahissants (USDA, 1991, 1998a,b,c)[3].

Établissement

La plupart des espèces exotiques introduites dans un nouvel habitat ne s'y établissent jamais. Pour s'établir, un organisme introduit doit pouvoir se reproduire et maintenir une population qui survit d'une année à l'autre (Liebhold *et al.*, 1995). Un nombre restreint d'espèces exotiques établies réussissent ensuite à se disperser et à envahir des zones naturelles où elles peuvent réduire ou éliminer des populations indigènes et même altérer des caractéristiques de l'écosystème, tels l'hydrologie (comme le niaouli) et le régime des incendies (comme l'eucalyptus; voir Wallner [1997] et Bright [1998]). L'établissement d'un organisme introduit dans un habitat dépend de l'interaction complexe de plusieurs facteurs, les principaux étant l'ampleur de l'introduction, la qualité de l'habitat pour cette espèce et la compétition à laquelle elle fait face (prédation, maladies, etc.).

Le délai entre l'introduction et l'observation d'une invasion représente une autre source d'incertitude. Dans le cas des spongieuses européennes qui s'étaient échappées en 1869, ce n'est que 20 ans plus tard que leur population a explosé, et c'est seulement en 1969, 100 ans après leur introduction en Amérique du Nord, qu'un premier foyer a été signalé au Canada, en Ontario (il a fallu attendre encore 1984 pour qu'une défoliation soit notée). Le champignon qui cause la brûlure du châtaignier a probablement été introduit aux États-Unis avec le châtaignier de Chine (qui, lui, est plus résistant que l'espèce d'Amérique). Toutefois, il y a un écart de 50 ans entre l'importation de ce châtaignier et l'établissement du champignon aux États-Unis (Liebhold *et al.*, 1995).

Des conditions climatiques favorables et la présence d'un hôte approprié sont considérées comme des facteurs majeurs dans l'établissement d'un organisme exotique. Néanmoins, on a déjà vu des insectes exotiques changer leurs habitudes d'alimentation quand ils ne trouvaient pas d'hôte adéquat.

Dissémination

Par dissémination, on entend la dispersion d'un organisme exotique hors de la zone où il est établi. Alors que l'introduction et l'établissement ne sont ordinairement pas décelés ni observés au moment où ils se produisent (sauf

[3] Allen *et al.* (1998) signalent la découverte de 1532 insectes de 13 espèces différentes dans une seule bille de bois utilisée pour le transport de blocs de granit importés au Canada. Cette petite bille était l'hôte de toute une communauté d'insectes importés.

dans des cas très isolés), la dissémination de beaucoup d'espèces envahissantes a été étudiée et est bien documentée. Des modèles mathématiques de la dissémination ont été mis au point, et leurs prévisions ont souvent été jugées acceptables dans des comparaisons avec des données d'observation (Liebhold *et al.*, 1995). De façon typique, un certain nombre de caractéristiques sont associées aux espèces exotiques envahissantes : souplesse pour ce qui est de l'hôte ou de l'alimentation, absence de prédateur, rapidité de reproduction, dispersion efficace et lutte difficile.

Williamson et Fitter (1996) ont proposé une règle de calcul simple pour les taux de succès de l'établissement et de la dissémination des plantes introduites : 1 sur 10 survit; 1 sur 10 de celles qui survivent s'établissent; 1 sur 10 de celles qui s'établissent se disséminent et deviennent nuisibles. Donc, sur 1000 espèces introduites, une devient un problème. Cette règle doit être utilisée avec beaucoup de prudence. D'après les données disponibles, les proportions devraient plutôt être exprimées sous forme d'intervalles : entre 1 sur 5 et 1 sur 20 (au lieu de 1 sur 10) selon la plante (Williamson et Fitter, 1996). Dans le cas des insectes, la probabilité qu'une espèce introduite devienne nuisible serait beaucoup plus élevée; elle a été estimée à 0,035, par comparaison à 0,001 selon la règle proposée pour les plantes (OTA, 1993).

Tendances en ce qui concerne les introductions de ravageurs exotiques

Historique

On ne connaît pas le nombre total des espèces indigènes en Amérique du Nord ni celui des espèces exotiques, et les estimations publiées varient considérablement. Aux États-Unis, l'Office of Technology Assessment du Congrès (OTA, 1993) estime à plus de 4 542 le nombre total d'espèces introduites dans ce pays (tableau 2). Cette estimation comprend les espèces bénéfiques, nuisibles et « neutres ». L'OTA estime également que 15 % de toutes les espèces exotiques aux États-Unis ont un impact négatif important sur l'agriculture, les forêts, l'industrie, la santé humaine et les réserves naturelles. Pour toute l'Amérique du Nord, le nombre des espèces exotiques établies est beaucoup plus élevé que celui que l'on trouve dans le tableau 2, mais c'est encore un nombre relativement faible par rapport au nombre total d'espèces (OTA, 1993). Le fait que la situation d'un ravageur exotique ne soit pas toujours fonction de la densité de sa population augmente la difficulté de quantifier le risque qu'ils représentent. Par exemple, la spongieuse européenne est abondante en Ontario, mais n'est pas nuisible dans cette partie du pays, tandis qu'elle est rare en Colombie-Britannique, mais y est un ravageur très important.

Dans une étude récente, Pimentel *et al.* (1999) estiment à 50 000 le nombre d'espèces exotiques qui auraient envahi les États-Unis[4]. Leurs estimations reposent sur différentes définitions. Vu le haut degré d'incertitude associé à

[4] Pimentel *et al.* (1999) ont estimé à 123 milliards ($US) par année les pertes économiques causées par les ravageurs exotiques envahissants aux États-Unis.

Tableau 2. Nombre estimatif d'espèces exotiques aux États-Unis.

Catégorie	Nombre	Pourcentage du nombre total d'espèces aux É.-U. dans la catégorie
Plantes	> 2000	–
Vertébrés terrestres	142	6 %
Insectes et arachnides	> 2000	2 %
Poissons	70	8 %
Mollusques (non marins)	91	4 %
Organismes pathogènes des plantes	239	–
Total	> 4542	

Source: OTA (1993)

chaque stade d'une invasion potentielle, il est essentiel de bien distinguer espèce introduite et espèce établie. Un autre facteur dans la comptabilisation des espèces exotiques est la détermination des secteurs à inclure dans l'estimation de l'impact. Traditionnellement, les analyses d'impact des espèces exotiques ont porté sur l'agriculture et la foresterie, mais les organismes pathogènes introduits peuvent aussi avoir un impact considérable sur la santé humaine (par ex. le SIDA et l'influenza) et entraîner des coûts élevés en soins de santé, en prévention et en recherche.

Une considération plus importante que le nombre exact des introductions est l'augmentation de leur rythme au cours des 100 dernières années. La figure 1 illustre l'évolution des introductions en Amérique du Nord. Elle présente un graphique du nombre d'insectes et d'acariens introduits aux États-Unis par année d'introduction. Elle révèle un changement intéressant de la tendance : l'augmentation du nombre d'introductions est d'abord exponentielle, jusqu'en 1920, puis elle devient linéaire, grimpant d'environ 14 espèces par année en moyenne. Selon une hypothèse formulée par Sailer (1983), le changement du rythme des introductions serait dû à la loi sur la quarantaine des plantes adoptée en 1912 aux États-Unis. Une partie de l'augmentation s'explique probablement aussi par une capacité et une vigilance accrues en matière de détection des introductions. Le graphique s'arrête vers 1980, mais rien ne permet de croire que le rythme des introductions a diminué au cours des 30 dernières années du millénaire. Il devrait même avoir augmenté avec la mondialisation du commerce et des voyages, une plus grande vitesse de transport, l'utilisation de conteneurs et l'expédition de point à point, sans oublier l'émergence de nouveaux partenaires commerciaux, qui crée de nouvelles portes d'entrée en Amérique du Nord pour de nombreux organismes exotiques.

Commerce international

La recherche sur les courants et les tendances du commerce peut apporter un éclairage utile sur un des principaux facteurs qui contribuent au rythme et participent de la nature des invasions biologiques.

Sous-produits relativement modestes de l'activité humaine, initialement, les invasions biologiques sont devenues un pendant important de l'expansion et de la mondialisation du commerce. La théorie économique est claire quant aux avantages du commerce pour la croissance. Les objectifs de libéralisation des échanges méritent d'être poursuivis. Par contre, cette libéralisation s'accompagne d'une réduction des contrôles aux frontières et d'une augmentation des échanges internationaux, amplifiant le risque d'invasion de ravageurs exotiques. Compte tenu de l'impact économique, écologique et social probable de telles invasions, il importe d'accorder toute l'attention qui se doit aux mesures à prévoir pour réduire l'ampleur des introductions et réagir efficacement lorsque des espèces réussissent inévitablement à s'établir. Cela est particulièrement important pour les pays qui ont une forêt commerciale et pour ceux dont l'économie repose pour une large part sur le commerce international. La figure 2 illustre l'apport économique des exportations et des ressources naturelles ainsi que les performances économiques du Canada et de la Colombie-Britannique comparativement à un certain nombre d'autres pays.

Les gains au chapitre du commerce international entraînent des coûts additionnels liés aux ravageurs exotiques (Laird, 1984). Entre autres, ces coûts sont engendrés par :

1. l'augmentation des activités de surveillance, de vérification et de signalement;
2. l'élaboration et l'application de normes d'emballage et d'expédition pour réduire le risque de transmission;
3. les restrictions de l'accès à des marchés pour certains produits (par ex. le bois vert, les copeaux de bois, les pièces d'arrimage, les caisses et les lattes d'espacement).

Malgré ces coûts, l'expérience confirme l'impact que l'utilisation efficace des ressources et du capital profite au commerce.

Le volume et la valeur du commerce mondial ne cessent de croître. Plusieurs facteurs ont stimulé les échanges à la fois entre les pays développés et avec les pays en développement. Les principaux efforts de libéralisation du commerce ont porté sur les produits (bien qu'on observe un intérêt croissant pour le commerce des services). La réduction des barrières tarifaires, combinée à l'émergence économique de « nouveaux » exportateurs, a eu pour effet d'accroître l'exposition de l'Amérique du Nord aux invasions d'organismes exotiques. La réduction effective des coûts de transport et de communication, la codification tarifaire ainsi que l'amélioration des instruments procé-

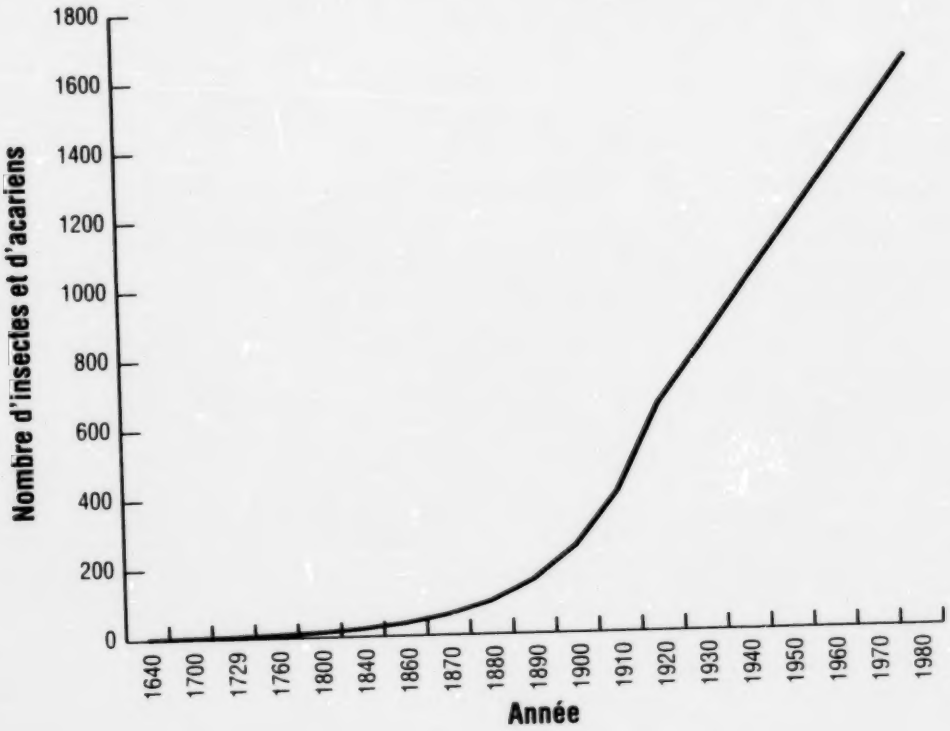


Figure 1. Nombre cumulatif des introductions d'insectes et d'acariens aux États-Unis depuis 1640. *(D'après Sailer, 1983)*

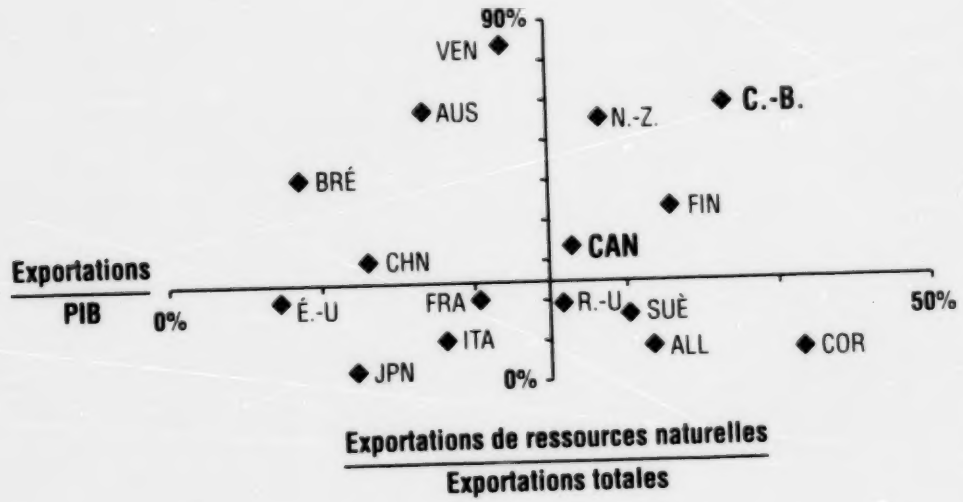


Figure 2. Dépendance commerciale relative.

duraux et des normes s'y rattachant pour accroître l'efficacité représentent d'autres facteurs importants. Divers accords régionaux et multilatéraux ont joué un rôle catalyseur. L'effondrement de l'ex-Union soviétique, la croissance économique de l'Asie et le réveil de la Chine ont ouvert de nouveaux marchés. Enfin, l'expansion économique sans précédent du plus gros importateur de la planète – les États-Unis – et l'explosion du commerce des produits de haute technologie ont été d'énormes moteurs dans la croissance du commerce mondial.

L'expansion du commerce mondial s'est accompagnée, par ailleurs, d'une augmentation considérable des importations au Canada et aux États-Unis. La figure 3 montre, pour ces deux pays ensemble, l'évolution récente des importations en provenance d'Amérique latine (Mexique compris), d'Europe et d'Asie. La tendance concernant les importations nord-américaines, pour les quatre dernières décennies, est similaire à celle relative à l'introduction d'insectes et d'acariens aux États-Unis. La différence entre la croissance exponentielle des importations et la croissance linéaire des introductions d'espèces exotiques peut être attribuée à un certain nombre d'anomalies. Par exemple, l'information sur ces introductions ne comprend pas les plantes, et la concentration des flux commerciaux peut masquer la croissance linéaire des produits qui favorisent l'introduction d'insectes. La recherche sur le rapport possible de cause à effet entre la croissance du commerce et l'augmentation du nombre d'organismes exotiques introduits fournira des renseignements intéressants sur les options relativement à la lutte contre les ravageurs.

Malgré les soubresauts récents de la performance économique mondiale, à la suite du ralentissement des économies asiatiques et européennes, les importations canadiennes et américaines sont demeurées élevées (figures 4 et 5). À titre indicatif, pour mettre en perspective la part nord-américaine du commerce international, les importations en 1998 se sont élevées à environ 944 milliards ($US) aux États-Unis et à environ 206 milliards ($US) au Canada (tableau 3). La valeur des importations nord-américaines dépassait celle de l'Union européenne (UE).

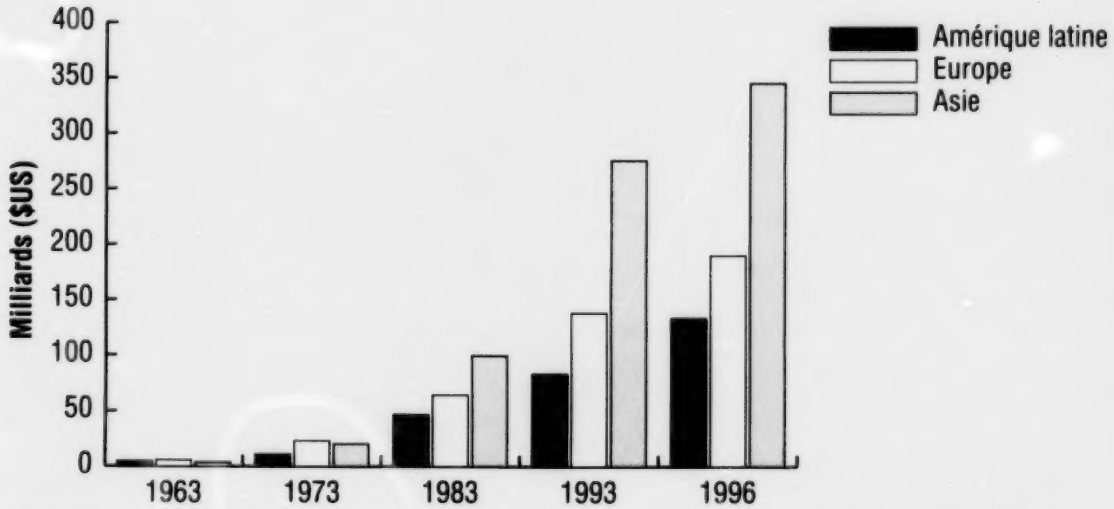


Figure 3. Importations totales du Canada et des États-Unis en provenance d'Amérique latine, d'Europe et d'Asie de 1963 à 1996. *Source: OMC (1998)*

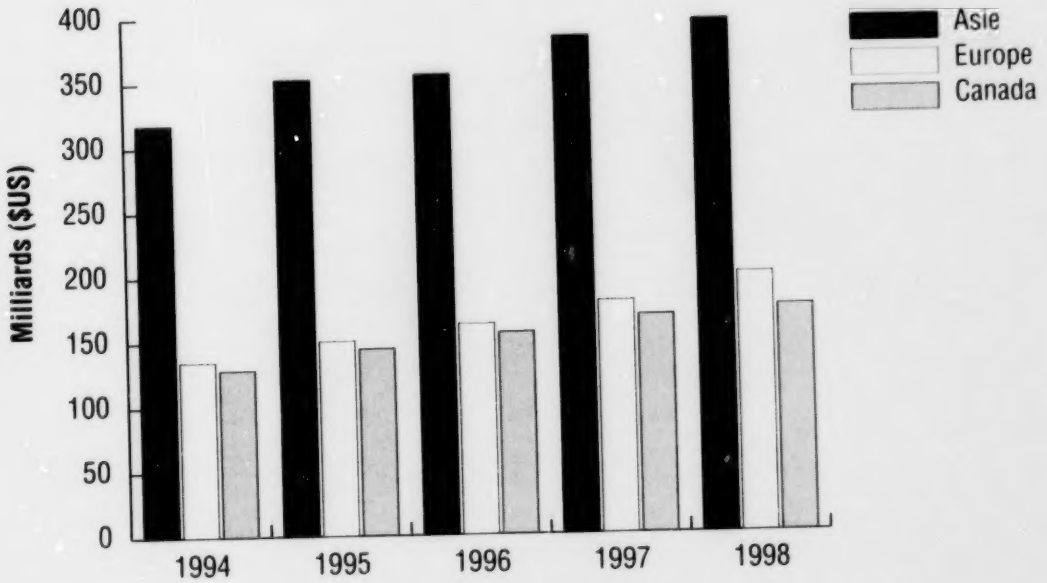


Figure 4. Importations des États-Unis en provenance de l'Asie, de l'Europe et du Canada de 1994 à 1998. *(Source : Industrie Canada, 1999)*

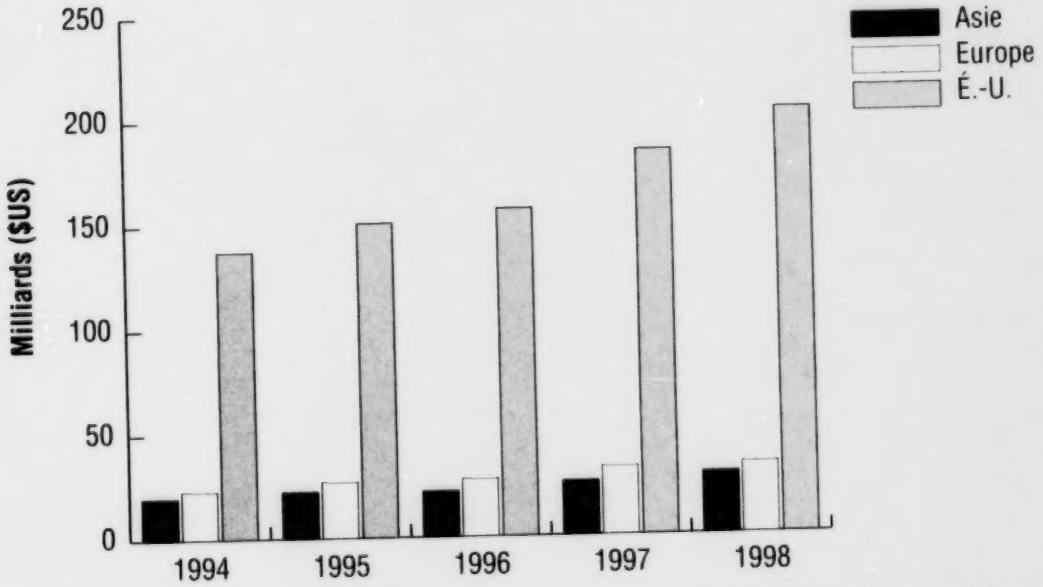


Figure 5. Importations canadiennes en provenance de l'Asie, de l'Europe et des États-Unis de 1994 à 1998. *(Source : Industrie Canada, 1999)*

Étant donné les liens commerciaux très étroits et le volume considérable des échanges entre le Canada et les États-Unis, le risque de transmission d'un pays à l'autre est très élevé lorsqu'un ravageur exotique réussit à s'établir chez l'un. Ce risque est amplifié par l'uniformité de certains écosystèmes forestiers nord-américains.

Au Canada, les forêts occupent une place prépondérante dans l'âme nationale. Elles constituent un élément essentiel de la dynamique écologique ainsi qu'une richesse économique majeure (fournissant environ 3 % du PIB national et de nombreux emplois). Les produits forestiers représentent la principale source des recettes intérieures nettes d'exportation. La concurrence est très forte sur les marchés internationaux et la position du Canada y est menacée en raison de la structure des coûts, de l'émergence de nouvelles sources d'approvisionnement et de la disponibilité de produits de substitution. Les trois principaux marchés d'exportation des produits forestiers canadiens sont les États-Unis, le Japon et l'UE (figure 6). La concurrence, qui se développe très rapidement (tant pour les produits ligneux que pour les produits de substitution), cible les mêmes marchés[5]. L'existence d'autres options peut

[5] La Suède, l'Autriche et la Finlande ont considérablement augmenté leurs exportations de bois blanc au Japon. Les exportateurs scandinaves sont également bien positionnés en ce qui concerne le marché du bois d'œuvre des États-Unis. La part des plantations à croissance rapide dans les importations japonaises de bois d'œuvre et les importations américaines de produits à valeur ajoutée a augmenté.

Tableau 3. Principaux pays importateurs de marchandises en 1998.

Pays	Milliards ($US)
États-Unis	944
Allemagne	467
Japon	281
Royaume-Uni	315
France	286
Hong Kong	189
Italie	216
Canada	206

Source: OMC (2000)

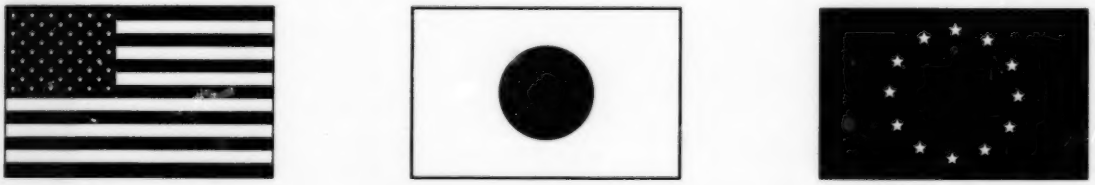


Figure 6. Distribution des exportations canadiennes de produits forestiers.

permettre d'atténuer l'impact des restrictions imposées par les régions importatrices afin de réduire l'exposition aux ravageurs exotiques. L'UE, le Japon et les États-Unis ont de grandes étendues de forêts et une industrie forestière importante qui justifient l'adoption de mesures de protection contre les ravageurs exotiques.

L'ampleur des échanges de tous genres entre le Canada et les États-Unis et l'ouverture de leur frontière commune ne peuvent que favoriser la transmission de l'un à l'autre pays des espèces exotiques qui réussissent à s'établir chez l'un ou chez l'autre. De même, il apparaît évident que l'établissement d'une espèce dans un pays (ou une région) augmente le risque de transmission à d'autres partenaires commerciaux. Il y a augmentation du risque même si le commerce est minime et même si des contrôles phytosanitaires des produits exportés sont effectués à la source. Il s'agit d'un risque inhérent à la mondialisation des marchés.

Impact sur le secteur forestier

Les écosystèmes forestiers sont dynamiques et se sont adaptés aux perturbations naturelles au fil de leur évolution. Parmi celles-ci, les plus importantes sont le feu, les tempêtes de vent et les ravageurs (insectes et organismes pathogènes). Les activités humaines ont accéléré ou aggravé ces bouleversement, ou encore en ont occasionné d'autres. Il importe d'examiner la capacité d'adaptation des écosystèmes à ce nouveau contexte. Les perturbations associées à l'expansion humaine, notamment l'exploitation forestière, l'urbanisation, les activités récréatives et divers types de pollution, peuvent contribuer à l'extinction d'espèces végétales ou animales. Les activités humaines peuvent également favoriser des invasions d'espèces exotiques. Elles représentent une autre source de bouleversement des écosystèmes forestiers.

En 1980, plus de 380 ravageurs forestiers (360 insectes et 20 organismes pathogènes) avaient déjà été introduits dans les forêts de l'Amérique du Nord (Haack et Byler, 1993). Les ravageurs forestiers causent des dommages aux arbres, réduisent leur croissance et augmentent leur mortalité sur de vastes étendues. De nouvelles introductions pourraient accroître la fréquence et la gravité des pullulations et des épidémies affectant les forêts. Outre un impact économique important, certains ravageurs introduits ont eu des effets écologiques marqués sur les écosystèmes forestiers. Il y a eu perte d'arbres vivants servant d'habitat aux animaux sauvages, réduction de la biodiversité et, dans les cas les plus extrêmes, disparition d'espèces particulières (Filip et Morrell, 1996; Heywood et W..tson, 1995; Heywood, 1989). Malgré l'impact apparent des ravageurs forestiers exotiques, il n'existe pas de méthodes normalisées pour le quantifier, et ce manque restreint considérablement les possibilités d'analyse comparée de l'impact de différents ravageurs. Pour offrir une base objective de référence sur l'importance d'une espèce exotique, une évaluation des conséquences économiques, écologiques et sociales est requise. L'efficacité prédictive d'une telle évaluation dépend de nombreux facteurs, dont la qualité et l'exhaustivité des données sur le ravageur considéré.

Évaluation de l'impact économique

Le coût relié aux invasions de ravageurs forestiers exotiques comprend les pertes économiques directes, les pertes de fonctions récréatives et d'agrément, les dépenses de réglementation et de lutte et les pertes découlant des restrictions commerciales imposées par les gouvernements pour réduire le risque d'importation de ravageurs sur leur territoire. Plus précisément, les pertes économiques directement infligées par les ravageurs forestiers comprennent :

- les pertes de bois dues à la réduction de la qualité du bois, au ralentissement de la croissance et à la mortalité des arbres;
- les pertes de revenus (et d'emplois) dues à la réduction du commerce, des activités récréatives et du tourisme;
- les pertes de valeur des propriétés;
- les pertes liées à la réduction des valeurs esthétiques.

Les pertes commerciales pourraient comprendre des coûts additionnels relatifs à l'accès à un marché si des mesures de quarantaine sont décrétées. Ces coûts peuvent être liés, par exemple, à des droits d'inspection, au traitement thermique des produits ou à des droits d'homologation.

Les dépenses de réglementation, de lutte et d'atténuation comprennent :

- la recherche et l'évaluation des risques liés aux espèces exotiques pouvant éventuellement causer des dommages;
- la surveillance, l'éradication et la suppression;
- l'atténuation (par ex. la fumigation ou encore le traitement thermique ou le séchage du bois pour éliminer le nématode du pin);
- le remplacement des arbres tués ou endommagés.

Pour estimer les conséquences économiques totales de l'invasion d'un ravageur exotique, il faut tenir compte de tous les coûts mentionnés ci-dessus. L'information disponible sur l'impact économique se limite ordinairement à l'estimation des pertes en bois et en produits forestiers et/ou aux coûts des mesures de lutte. Ces estimations sous-estiment de beaucoup le coût économique total de l'invasion.

La comparaison et le regroupement des pertes en bois causées par différents organismes nuisibles s'avèrent souvent difficiles en raison des différences dans les méthodes d'inventaire, les modes d'évaluation des dommages, les hypothèses appliquées et des sources de confusion quant aux pertes en bois. Pour ce qui est des pertes en volume de bois, elles sont dues à la mortalité ou à la perte de croissance des arbres ainsi qu'à la détérioration de la qualité. Il y a des insectes et des maladies qui tuent les arbres. D'autres causent une défoliation qui souvent ne tue pas immédiatement les arbres, mais en diminue la productivité. Il est impossible de comparer rigoureusement les pertes économiques causées dans différentes zones par des défoliateurs importants. La réduction de la croissance varie en fonction de l'intensité des dommages, des conditions climatiques, des conditions du terrain, de l'âge des arbres, de la santé générale de la forêt, etc. La mortalité des arbres défoliés dépend de la répétition de la défoliation, mais également du type de ravageur, de l'espèce d'arbre, de la qualité du site, de l'existence d'autres sources de stress et des perturbations environnementales.

Les pertes en bois sont ordinairement estimées séparément pour chaque ravageur[6]. Différentes hypothèses sont formulées pour chaque groupe analysé et différentes méthodes économiques sont appliquées. Toutefois, l'arbre peut être attaqué simultanément par différents ravageurs. En additionnant les pertes causées par chaque groupe de ravageurs, on surestime donc la perte totale de bois et les coûts économiques qui y sont associés. Par ailleurs, les attaques simultanées de divers ravageurs peuvent affaiblir les arbres et augmenter la perte de croissance et la mortalité, entraînant une sous-estimation des pertes totales déterminées en additionnant les pertes pour chaque groupe (USDA, 1991; Hall et Moody, 1994; CCMF, 1999). Dans ce contexte, il est difficile d'additionner les répercussions liées à chaque groupe de ravageurs.

Dans les sections qui suivent, nous présentons des estimations de l'impact économique de plusieurs invasions passées de ravageurs forestiers nord-américains ainsi que des estimations, produites par le service des forêts des États-Unis, relatives aux coûts potentiels de la lutte contre les introductions de ravageurs envahissants qui pourraient accompagner les importations de bois non traité de l'Est de la Russie. La prudence est de mise dans la comparaison de ces données. Les hypothèses de base des diverses études sont fournies, sauf dans le cas des études reposant sur des sources de deuxième ordre. Malgré l'intérêt croissant du public, des décideurs, des organismes de réglementation, des médias et de la communauté scientifique pour l'estimation des pertes économiques totales, une estimation reposant sur les études d'impact existantes serait d'utilité limitée en raison des différences méthodologiques. Ceci dit, des tentatives pour fournir des mesures par regroupement ont quand même été faites. Ainsi, la valeur annuelle, pour le bois seulement, des pertes causées par les ravageurs exotiques envahissants a été estimée à 4 milliards ($US) (Pimentel *et al.*, 1999). Aucune estimation comparable n'a été produite concernant les pertes au Canada. Toutefois, on a estimé que la superficie de la forêt affectée par l'ensemble des ravageurs forestiers indigènes et exotiques s'élevait à environ 400 000 ha par année (SCF, 1998). La superficie annuelle

[6] D'après une étude du ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, les bénéfices nets des efforts de lutte contre le dendroctone du pin ponderosa (coûts annuels de 4,5 millions de dollars) s'élèveraient à 72 millions de dollars. La perte annuelle moyenne de bois attribuable à la mortalité des arbres et à la réduction de la croissance en Colombie-Britannique a été estimée à 28 millions de mètres cubes pour la période de 1988 à 1992.

Tableau 4. Coûts économiques de l'invasion de la spongieuse (*Lymantria dispar*) aux États-Unis et au Canada.

Pays/État/ province	Période	Superficie infestée (Mha)	Pertes de bois (M$US)	Coûts de la lutte[a] (M$US)	Source
Spongieuse européenne					
Pennsylvanie	1981	> 6	> 72	> 9	Wallner (1996)
Pennsylvanie	1969-1988	–	219	–	Gottschalk (1990)
É.-U. (moyenne annuelle)	1980-1994			11[b]-30[c]	Pimentel *et al.* (1999); Wallner (1996)
É.-U.	1995			8[d]	Wallner (1996)
Canada[e]	1982-1992	0,553[f]	–	–	Hall et Moody (1994); Hall (1994); Moody (1993a,b, 1990); Nealis et Erb (1993)
Spongieuse asiatique					
Nord-Ouest du Pacifique	1992			25	Wallner (1996)
Carolines (Nord et Sud)	1994-1995			9	Wallner (1996)

a. Recherche, éradication et suppression.
b,c. Estimations du coût annuel moyen. Estimation de Wallner (1996) en dollars de 1995.
d. Coûts totaux pour le piégeage correspondant à 20 $US par piège (pour les spongieuses européenne et asiatique).
e. Ontario et Québec, où la spongieuse est établie au Canada.
f. Superficie totale infestée.

récoltée est d'environ 930 000 ha. En volume de bois, pour la période de 1981 à 1995, les pertes dues aux insectes et aux maladies, au Canada, ont été estimées à 61 millions de mètres cubes par année; par comparaison, les chiffres pour la récolte sont de 170 millions de mètres cubes par année (SCF, 1998)[7]. En supposant que le bois perdu aurait été récolté à des fins commerciales, la perte financière annuelle en revenus locatifs, redevances et droits de coupe provinciaux s'élèverait à environ 720 millions de dollars.

Spongieuse

Wallner (1996, 1997) a proposé d'utiliser la spongieuse (*Lymantria dispar*) comme modèle pour estimer les conséquences économiques des invasions de ravageurs forestiers. Un compte rendu détaillé de l'histoire de cet organisme étranger en Amérique du Nord, de son impact et des interventions dont il a fait l'objet est présenté ci-dessous, dans la section des études de cas. Les pertes dues à l'invasion de la spongieuse donnent une idée de l'ordre de grandeur des conséquences possibles de l'établissement d'un ravageur envahissant (tableau 4). Les pertes de bois indiquées sont dues à la souche européenne de l'insecte, la souche asiatique n'ayant pas encore réussi à s'établir en Amérique du Nord. Il y a bien eu un certain nombre d'introductions, mais les insectes en cause ont été maîtrisés et éradiqués. Empêcher l'établissement de la spongieuse asiatique représente un défi considérable, vu la capacité de voler de la femelle.

Le service des forêts des États-Unis a évalué le risque d'introduction de la spongieuse asiatique par le biais des importations de bois de Sibérie (USDA, 1991). Toutefois, l'insecte est arrivé par les ports de la région du Nord-Ouest du Pacifique à bord de navires céréaliers russes. L'introduction a coûté de 14 à 20 millions ($US) en frais d'éradication et de surveillance (OTA, 1993). Une autre voie d'introduction de la spongieuse asiatique à laquelle on n'avait pas pensé est l'équipement militaire américain ramené d'Allemagne en Caroline du Nord. Les frais d'inspection et d'éradication dans ce cas ont totalisé 30 millions ($US) (Wallner, 1997). Fait intéressant, la spongieuse asiatique avait été introduite en Allemagne à partir de l'Est de la Russie.

[7] Hall et Moody (1994) chiffrent à environ 100 millions de mètres cubes en moyenne les pertes de bois causées par les insectes et les maladies au Canada au cours de la période de 1982 à 1987.

Il convient de souligner que la spongieuse ralentit surtout la croissance des arbres et qu'elle les tue seulement s'ils sont défoliés plusieurs saisons de suite. Les principales conséquences qu'elle entraîne ne sont donc pas la mortalité des arbres, mais plutôt la perte de croissance, la réduction des activités récréatives, la dégradation esthétique, les effets sur la santé humaine (allergies) et les désagréments. Les coûts de ces effets ne sont pas comptabilisés dans les études résumées au tableau 4.

Maladie hollandaise de l'orme

Les répercussions de la maladie hollandaise[8] de l'orme, qui est causée par un ravageur forestier exotique, sont relativement bien documentées. L'organisme en question est le champignon *Ophiostoma ulmi* (aussi connu sous le nom de *Ceratocystis ulmi*) qui a été introduit aux États-Unis en 1930 depuis l'Europe. Son vecteur, le scolyte européen de l'orme, a rapidement disséminé la maladie dans le pays. Même si la plupart des ormes sont morts il y a déjà plusieurs années, la présence de la maladie est encore évidente dans les forêts de l'Est des États-Unis. Environ 46 millions des 70 millions d'ormes sont morts depuis l'introduction de la maladie (Wallner, 1996). En supposant que chaque arbre vaut 430 $US (USDA, 1991), on évalue la perte totale à environ 20 milliards ($US de 1991) seulement pour les ormes perdus. L'enlèvement des arbres morts (215 $US par arbre), leur remplacement (40 à 100 $US) et les efforts pour protéger les ormes survivants ont également coûté des millions de dollars. En 1945, la maladie a été introduite au Québec depuis les États-Unis. Elle y a tué 600 000 ormes. À Toronto, en un an seulement, elle a tué environ 80 % des 35 000 ormes de la ville (Hubbes, 1999). La maladie est aujourd'hui établie dans toutes les provinces canadiennes, sauf en Alberta et en Colombie-Britannique.

Les répercussions (estimations) de la maladie hollandaise de l'orme sont résumées au tableau 5. La perte de l'orme d'Amérique, très présent dans les villes où il jetait de l'ombre sur les boulevards et dans les parcs urbains, a entraîné des coûts sociaux considérables en de nombreux endroits ainsi que beaucoup de frustration devant l'incapacité évidente des gouvernements et de la communauté scientifique à trouver des solutions pour endiguer ou éradiquer la maladie.

Le Canada compterait 700 000 ormes d'Amérique. Leur valeur totale est estimée à plus de 2,5 milliards de dollars (Hubbes, 1999; Westwood, 1991). À Winnipeg, malgré toutes les mesures prises, le pourcentage annuel d'ormes succombant à la maladie est passé de 2,5 % en 1975 à près de 5 % en 1996 (Hubbes, 1999).

À la fin des années 1960, une nouvelle forme de la maladie est apparue dans le Sud de l'Angleterre. Elle a été causée par un champignon de type différent, qui aurait été introduit dans ce pays avec des billes de bois importées du Canada (Gibbs et Wainhouse, 1986; Gibbs, 1978; Wallner, 1996). Des 23 millions d'arbres que comptait la région, environ 17 millions étaient morts au milieu des années 1980.

Nématode du pin

Le nématode du pin offre un exemple de ravageur dont l'invasion a eu un impact direct sur son pays d'origine. Originaire d'Amérique du Nord, le nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) a causé des pertes très importantes de bois dans les peuplements de pin rouge du Japon (*Pinus densiflora*). Étant donné la composition et l'âge des forêts japonaises, ces pertes pourraient encore augmenter considérablement. Par un mécanisme complexe, compris en partie seulement, le nématode cause chez son hôte un flétrissement qui stresse l'arbre et finit par le tuer.

Le nématode du pin a été introduit au Japon dans des billes importées d'Amérique du Nord au début des années 1900. En 1984, il avait infesté environ 25 % du territoire forestier, d'une superficie de 25,2 millions d'hectares, de ce pays. Des pertes de bois atteignant 2,4 millions de mètres cubes par année ont été enregistrées durant les pics de propagation du flétrissement. Au début des années 1990, les pertes annuelles en bois s'élevaient encore, en moyenne, à environ un million de mètres cubes (McNamara et Smith, 1993).

En 1984, le nématode du pin a été décelé dans des chargements de bois d'Amérique du Nord à destination de l'Europe. Les pays européens ont réagi en adoptant diverses restrictions sur les importations. En 1988, l'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes a désigné le nématode du pin et ses

[8] Le qualificatif « hollandaise » fait référence aux scientifiques hollandais qui ont identifié l'agent pathogène.

Tableau 5. Répercussions de l'invasion de la maladie hollandaise de l'orme aux États-Unis, au Canada et en Angleterre.

Pays/province	Période	Arbres morts (x 10^3)	Pertes de bois (Milliards)	Coûts de la lutte[a] (Milliards)	Source
É.-U.	1930-1976	46 000	20,2 $US	11,7-14,5 $US	Wallner (1996)
Québec	1945	600			Hubbes (1999)
Toronto	–	28			
Manitoba	1975-1996	2,5 –5 %[b]		0,0015 $CAN[b]	Westwood (1991)
Sud de l'Angleterre	1960-1980	17			Hubbes (1999)

a. Recherche, éradication, suppression et remplacement des arbres.
b. Par année.

vecteurs ravageurs à haut risque à mettre en quarantaine. Ce faisant, elle a créé une barrière non tarifaire à l'importation des produits en bois vert d'Amérique du Nord. Cette décision est responsable, du moins en partie, des réductions importantes des exportations canadiennes de bois de résineux au Royaume-Uni et dans d'autres pays de l'UE (Berghdal, 1988). En 1999, le Portugal a découvert le nématode près d'un port côtier et a restreint le transport des produits en bois de la région. On croit que le nématode introduit provenait de Chine. Les restrictions commerciales, comme celles imposées relativement à la menace du nématode du pin, ont donné lieu à des différends, à l'échelle internationale, dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce/Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce (OMC/GATT) (McNamara et Smith, 1993).

Le commerce international de bois vert ou brut est considéré comme une voie majeure d'introduction de ravageurs forestiers exotiques tels que le nématode du pin, qui peuvent menacer les écosystèmes forestiers du pays hôte. Plusieurs analyses du risque associé aux importations américaines de bois vert, effectuées par l'USDA (1991, 1992, 1993, 1994, 1998a,b,c), ont établi que le risque financier était considérable.

Impact des importations de bois

En 1993, l'administration Clinton a adopté un plan forestier pour la région du Nord-Ouest du Pacifique (Option 9) en réponse aux protestations environnementales de plus en plus fortes au sujet de la récolte commerciale sur les terres fédérales. Ce plan a eu pour effet, entre autres, de diminuer considérablement la récolte de bois sur les terres en cause. De fait, le volume récolté a été réduit d'environ 80 %. Cette baisse considérable des ressources disponibles a suscité un vif intérêt pour les importations de billes et de copeaux. À titre expérimental, le service des forêts des États-Unis a approuvé l'importation de copeaux de pin de Monterey (*Pinus radiata*) chimiquement traités du Chili ainsi que de petites quantités de billes de sciage de Russie. L'intérêt principal de l'industrie est allé aux billes de la Russie.

Très vite, l'importation des billes de sciage a été reconnue comme une voie potentielle d'introduction de ravageurs exotiques, et l'USDA a entrepris de définir la nature du risque et de quantifier les répercussions financières des pertes de bois qui pourraient en résulter. Les dépenses requises pour éradiquer tout organisme introduit seraient considérables. Le tableau 6 résume, pour la forêt commerciale de l'Ouest des États-Unis et pour la période de 1990 à 2040, l'estimation de l'impact financier qui résulterait de l'introduction de ravageurs du bois par le biais des importations de mélèze de la Sibérie et de l'Extrême-Orient russe (USDA, 1991). L'analyse a été limitée à l'impact sur le bois. Aux pertes en bois, il faut ajouter les coûts associés à l'éradication et à la suppression, à la perte de possibilités récréatives et touristiques, aux atteintes à la réputation au niveau national et international, à la dégradation des paysages et à la réduction de la valeur des propriétés.

Évaluation de l'impact environnemental/écologique

Les insectes et les organismes pathogènes sont une composante normale d'un écosystème forestier, même quand leurs populations sont en hausse (pullulations, épidémies) ou demeurent élevées durant une longue période. Dans de telles circonstances, cependant, les insectes et les organismes pathogènes peuvent avoir un effet destructeur sur les écosystèmes. Généralement, cela se produit lorsqu'une force écologique qui restreignait la population d'un

Tableau 6. Pertes potentielles de bois dues aux ravageurs forestiers introduits aux États-Unis par le biais des importations de bois de Russie, de 1990 à 2040.
(Source: USDA 1991)

Ravageur	Superficie affectée (Mha)	Coût économique total (M$US de 1990) Meilleur cas	Pire cas
Nématode du pin[a]	10,8	33	1670
Chancre du mélèze[b]	0,3	25	241
Maladie du rond[c]	3,9	84	344
Défoliateurs[d]	31,2	35 049	58 410
Typographe[e]	3,3	201	1500

a. Meilleur cas : 2 % de mortalité; pire cas : 100 % de mortalité.
b. Meilleur cas : faible taux d'infestation et aucun coût de restauration; pire cas : taux d'infestation et coûts de restauration élevés.
c. Meilleur cas : perte par mortalité de 2,3 milliards de pieds-planche par année; pire cas : perte par mortalité de 8 milliards de pieds-planche par année.
d. Meilleur cas : perte nette de croissance de 15 % par décennie; pire cas : perte de 25 %.
e. Meilleur cas : mortalité de 25 % des épinettes au cours des 30 premières années; pire cas : mortalité de toutes les épinettes dans les sept premières années.

ravageur disparaît à cause de phénomènes naturels ou d'activités humaines. L'absence d'un contrepoids écologique efficace peut donner à une espèce exotique un avantage compétitif par rapport aux espèces indigènes. Les problèmes majeurs causés par certains organismes introduits qui deviennent des ravageurs témoignent de l'importance du risque écologique que représente l'introduction de nouveaux organismes.

Les ravageurs exotiques causent plus de dommages que les espèces indigènes, et ce, encore plus aujourd'hui qu'hier (Liebhold *et al.*, 1995; Haack et Byler, 1993; Niemela et Mattson, 1996). D'abord, les insectes ravageurs exotiques se retrouvent dans de nouvelles conditions écologiques où ils n'ont pas d'ennemis naturels et où les arbres n'ont pas développé de mécanismes de défense. Ensuite, en raison des stress associés aux activités humaines, les forêts modernes sont souvent plus vulnérables aux ravageurs, tant indigènes qu'exotiques. Toutefois, les invasions de systèmes non perturbés sont également fréquentes. La croissance de la population humaine, la pollution atmosphérique, le changement climatique, le réchauffement de la planète, la modification des habitats et la fragmentation des écosystèmes résultant de l'aménagement du territoire sont d'importantes sources de stress associées à l'activité humaine. Enfin, les voyages et les échanges internationaux en hausse favorisent l'introduction accidentelle ou volontaire d'organismes non indigènes.

Les écosystèmes peu diversifiés se sont révélés plus vulnérables aux invasions d'organismes exotiques. Les insectes et les maladies exotiques (mais aussi indigènes) ont souvent causé des dommages importants aux plantations d'une seule essence. Il ne s'agit pas d'un problème propre aux cultures agricoles. En raison de leur diversité biologique limitée, les forêts boréales canadiennes seraient plus sensibles aux invasions de ravageurs exotiques. Les écosystèmes vulnérables ont une structure écologique relativement simple; la compétition interne y est limitée et les conditions pédologiques et climatiques y sont similaires à celles de l'habitat d'origine d'une espèce exotique envahissante. Les plantations de pin de Monterey, dont la diversité génétique est ordinairement limitée, sont particulièrement sensibles aux attaques de ravageurs exotiques (Bright, 1998). En Inde, le champignon *Cercosspora*, responsable d'une brûlure des aiguilles causant des dommages importants dans les plantations de ce pin, a également attaqué des forêts de pins indigènes. L'Uruguay a complètement cessé de planter ce pin à cause des ravageurs. En Nouvelle-Zélande et au Chili, la menace posée par les organismes pathogènes exotiques représente un défi majeur pour les plantations de résineux établies (Hammond, 1995).

Les effets des espèces envahissantes sur la biodiversité comprennent :

- la suppression ou le remplacement d'espèces indigènes par des espèces introduites;
- l'élimination locale potentielle d'espèces indigènes (par ex. l'élimination quasi totale du châtaignier d'Amérique par la brûlure du châtaignier et la disparition progressive similaire de l'orme);
- la menace directe et indirecte concernant les espèces rares et en danger.

L'impact écologique de l'introduction potentielle de ravageurs est difficile à évaluer en raison de la complexité des écosystèmes forestiers et de la variation des répercussions écologiques potentielles en fonction des ravageurs introduits. Toutefois, des principes généraux peuvent être appliqués (USDA, 1991) d'après les critères suivants :

- l'abondance et la distribution de l'hôte dans l'écosystème;
- le rôle de l'hôte dans l'écosystème;
- l'adaptabilité, l'agressivité et la dissémination des ravageurs qui pourraient s'introduire.

Plus le potentiel de dissémination est élevé, plus la probabilité d'infestation et de mortalité des arbres à grande échelle est forte. Les infestations à grande échelle ont un impact écologique à court et à long terme. L'impact à long terme est plus important du point de vue écologique; il est fonction de la rapidité et du degré de rétablissement du système. L'appauvrissement des forêts peut affecter les ressources alimentaires et l'habitat de la faune ainsi que des aspects fondamentaux de la forêt comme les processus hydrologiques régionaux, les régimes des feux de forêt et les cycles des élémcnts nutritifs.

Évaluation de l'impact social

Dans les publications techniques et scientifiques portant sur les invasions biologiques, l'impact social est habituellement implicite, ou tout au plus est-il inscrit dans la catégorie « autres coûts » des analyses économiques. Il se limite souvent à une note indiquant que d'autres coûts, liés à des répercussions passées ou potentielles, n'ont pas été pris en considération (USDA, 1991 et 1998a,b,c; Wallner, 1996). À l'opposé, la stabilité des collectivités et les valeurs spirituelles associées aux forêts sont des sujets qui intéressent beaucoup les médias populaires. La mise en lumière d'un certain nombre d'introductions notoires ayant eu un impact économique considérable crée des pressions sur les gouvernements pour qu'ils s'attaquent au problème des ravageurs exotiques.

En avril 1999, lors d'un atelier organisé par le Service canadien des forêts, qui portait sur *une stratégie relativement aux ravageurs forestiers exotiques*, on a relevé les répercussions sociales des invasions biologiques. Voici ce à quoi elles touchent :

- les valeurs esthétiques et spirituelles;
- la santé humaine;
- la perception et l'appui du public à l'égard de la foresterie;
- les relations internationales;
- la crédibilité des gouvernements fédéraux, provinciaux et municipaux;
- les relations fédérales et provinciales;
- les emplois liés à la forêt;
- la stabilité et le bien-être des collectivités.

Études de cas

La récolte du bois, les incendies et les attaques de ravageurs forestiers représentent les principales sources de perturbations des forêts canadiennes. Le SCF produit des rapports sur ces perturbations, qui sont classées par catégorie et par région. Des données à ce sujet sont présentées dans des rapports annuels, comme *L'état des forêts au Canada* (SCF, 1999c, 1998 et 1997). Le décroissement des forêts s'entend des pertes de bois dues à la mortalité ou à un problème ayant affecté la croissance. Il se mesure en volume et en valeur du bois perdu. Les pertes relatives à l'agrément, aux possibilités récréatives, à la qualité esthétique, à la conservation et à la biodiversité, bien que considérables, ne sont pas prises en considération par le SCF dans ses estimations du décroissement. Le tableau 7 indique l'ordre de grandeur du décroissement des forêts canadiennes. De 1982 à 1987, il aurait atteint près de 300 millions de mètres cubes par année. Ce chiffre comprend le décroissement dû à des sources naturelles (insectes, maladies et incendies) et celui causé par l'activité humaine (récolte).

Le Programme national de données sur les forêts (CCMF, 1999) compile des données sur les superficies de la forêt canadienne affectées par les principaux insectes et maladies des arbres. Le Réseau sur la santé des forêts du SCF réunit des données sur les superficies défoliées et les reculs de la forêt attribuables aux insectes et aux maladies.

Sur le plan des superficies affectées, les insectes ravageurs dominants dans les forêts canadiennes sont tous indigènes, sauf un. Les espèces indigènes comprennent la tordeuse des bourgeons de l'épinette, la tordeuse du pin gris, l'arpenteuse de la pruche, le dendroctone du pin ponderosa et la livrée des forêts. L'exception exotique est la spongieuse européenne, qui s'est révélée un redoutable ravageur. En 1991, la spongieuse a défolié quelque 350 000 ha de feuillus en Ontario, et l'infestation s'est étendue à une vitesse effrayante. Vingt ans environ après s'être établie au Canada, la spongieuse est devenue un insecte nuisible très répandu dans les forêts de feuillus de l'Est du pays, attaquant de façon particulière les chênaies et les tremblaies (figure 7).

On ne dispose pas de données complètes sur l'introduction et l'établissement d'organismes exotiques au Canada. On ignore combien d'espèces ont pu entrer au pays. Les introductions de ravageurs exotiques, quasi quotidiennes, sont impossibles à suivre. Le Bureau de liaison du Processus de Montréal (1997) a publié une liste des insectes et des organismes pathogènes importants introduits dans les forêts du Canada. Cette liste, qui compte 36 noms, est présentée en annexe (tableaux A1 et A2). Les années d'introduction présumées et les hôtes principaux y sont indiqués.

Malgré plusieurs incertitudes au sujet des organismes exotiques, il existe un certain nombre de points communs. Pour illustrer les principales caractéristiques de l'introduction, de l'établissement, de la dissémination et de l'impact des espèces exotiques, deux exemples de ravageurs forestiers importants, au Canada, sont examinés de façon plus particulière dans le présent rapport : la spongieuse européenne et un coléoptère mycétophage indigène. Ce dernier est utile pour aider à prévoir les conséquences économiques potentielles des introductions récentes de coléoptères non indigènes en Colombie-Britannique.

Tableau 7. Décroissement annuel des forêts du Canada de 1982 à 1987 (millions de mètres cubes).

Pertes dues aux insectes	51,6
Pertes dues aux maladies	51,2
Pertes dues aux incendies	36,0
Récolte	160,0
Décroissement total	298,8

Source: Hall et Moody, 1994

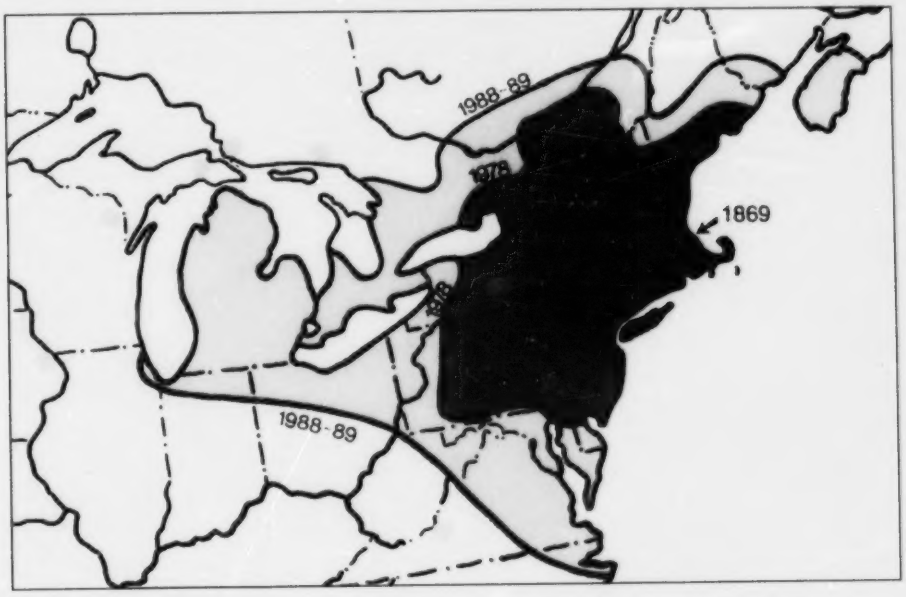


Figure 7. Établissement et dissémination de la spongieuse en Amérique du Nord. *(Source: Nealis et Erb 1993)*

Spongieuse

Le cas de la spongieuse est cité dans toutes les études nord-américaines sur les ravageurs exotiques pour plusieurs raisons, notamment :

- son importance internationale;
- l'ampleur des zones écologiques infestées;
- la longue période de temps;
- l'abondance de la documentation;
- la variété des modes d'introduction.

La documentation canadienne concerne principalement l'Ontario, région où se sont produites les infestations les plus graves, mais des données ont également été obtenues pour le Québec et sur des infestations sporadiques dans les Maritimes et en Colombie-Britannique.

La spongieuse européenne a été importée volontairement dans l'Est de l'Amérique du Nord en 1869 en tant que source potentielle de soie. L'insecte s'est échappé accidentellement et a réussi à s'établir dans la majeure partie des forêts de feuillus de cette partie de l'Amérique du Nord. Des infestations isolées ont été enregistrées dans l'Ouest des États-Unis et du Canada ainsi que dans le Sud des États-Unis. La spongieuse préfère tous les types de chênes, mais attaque beaucoup d'autres espèces feuillues lorsque sa population augmente (Nealis et Erb, 1993; Wallner, 1996 et 1997). Alerté par la rapidité de la dissémination et l'ampleur de l'impact de l'insecte, le Canada a adopté des mesures de surveillance pour déceler les introductions de la spongieuse en provenance des États-Unis. L'intervalle de 100 ans entre l'échappée de la spongieuse aux États-Unis et le premier cas de défoliation en Ontario s'explique par les décennies de lutte contre l'insecte dans le Nord-Est des États-Unis et la vitesse relativement faible de sa dissémination naturelle. Depuis son introduction au Canada, l'infestation s'est rapidement propagée. La spongieuse était déjà établie dans tout l'Ontario en 1992. La figure 8 fait voir l'évolution de la superficie défoliée par la spongieuse en Ontario et au Québec.

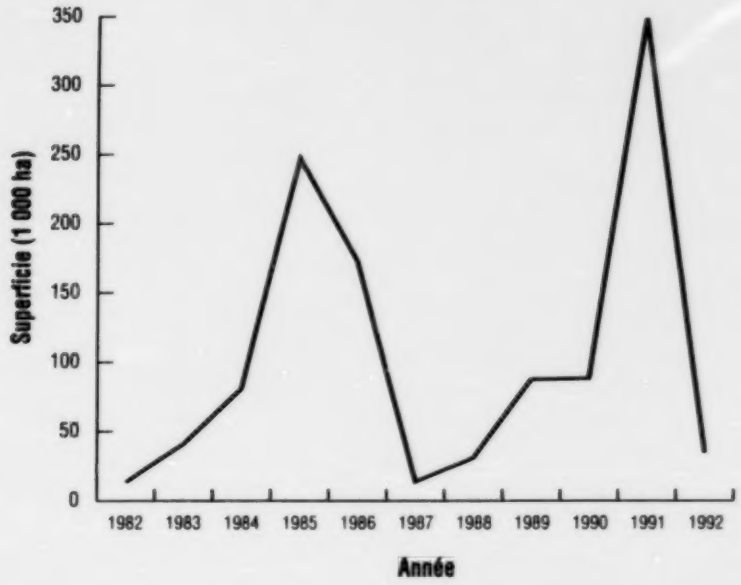


Figure 8. Superficie défoliée en Ontario et au Québec, de 1982 à 1992. (*Source: Hall et Moody 1994; Hall 1994; Moody 1993a, b; Hall 1992; Moody 1990*).

Impact de la spongieuse

Nealis et Erb (1993) ont produit une liste détaillée et bien documentée des diverses répercussions de la spongieuse (tableau 8). Toutefois, peu de publications scientifiques présentent des mesures réelles ou des analyses d'impact relativement à cet insecte. Une large part de l'information fournie par Nealis et Erb (1993) est tirée de guides et de brochures d'information du public.

Le SCF utilise la superficie défoliée, l'intensité de la défoliation et sa durée pour estimer la mortalité des arbres et la perte de croissance. Une méthode basée sur un système d'information géographique se sert de données sur les superficies touchées pour estimer les pertes de bois (Power, 1991). Un rapport quinquennal sur le décroissement de la forêt (Hall et Moody, 1994) fournit des estimations des pertes dues à des ravageurs particuliers. La spongieuse aurait causé des pertes totales de bois, par ralentissement de la croissance ou mortalité, de 325 000 m^3 en Ontario de 1982 à 1987 (Gross *et al.*, 1992).

Gestion

Les mesures de gestion de la spongieuse se divisent en deux catégories : mesures à court terme et mesures à long terme (tableau 9). Les mesures à court terme visent une réduction immédiate de l'impact des infestations établies de la spongieuse. Elles concernent l'éradication (ou l'extinction [Liebhold, 1995]) et la suppression (limitation de la dissémination). Les mesures de lutte à long terme ont pour objet la prévention de l'introduction, de l'établissement et de la dissémination de la spongieuse à d'autres endroits. Les mesures de lutte contre la spongieuse sont énumérées au tableau 9.

Coléoptères xylophages en Colombie-Britannique

Effets économiques des coléoptères exotiques

Des cas récents d'introduction et d'établissement de coléoptères exotiques attaquant le bois et l'écorce des arbres, en Colombie-Britannique, méritent une attention particulière. Au tableau 10 sont énumérées 19 espèces introduites récemment (après 1992) dans l'Ouest du Canada. Six d'entre elles sont maintenant établies en Colombie-Britannique.

Un certain nombre d'introductions ont été décelées en Colombie-Britannique, depuis 1992, dans le cadre d'un programme de recherche auquel collaborent le SCF et l'ACIA. L'une des voies d'entrée est le matériel d'emballage en bois (conteneurs et pièces de support) utilisé pour expédier les marchandises lourdes. Le matériel en cause comprend des tambours servant à enrouler les câbles importés de Chine, des emballages servant au granit venant d'Europe et d'Amérique du Sud et des pièces d'arrimage en bois vert (Allen, 1999).

Les ravageurs introduits par le matériel d'arrimage non traité peuvent gagner, par divers moyens, les forêts situées près des points d'entrée au pays ou de n'importe quel autre endroit où les conteneurs sont ouverts. Avec le transport combiné, les marchandises sont acheminées, dans leur conteneur, des ports côtiers jusqu'à leur destination à l'intérieur des terres. Un fait particulièrement troublant a été la découverte récente d'une espèce originaire d'une région subtropicale (Humble *et al.*, 1999). Cette introduction témoigne du caractère imprévisible de l'introduction et de l'établissement de ravageurs dans le contexte du commerce mondial.

Tableau 8. Répercussions de l'infestation de la spongieuse.

Impact à court terme	Impact à long terme
Défoliation	*Impact économique*
Nuisance	pertes dues à la réduction de la croissance
Réactions allergiques	pertes dues à la mortalité des arbres
	impact sur le commerce et le trafic intérieurs
	Impact écologique
	changement d'espèces
	déforestation
	destruction d'habitats pour la faune
	dégradation de communautés riveraines
	augmentation du danger d'incendie
	perte de biodiversité

Source: Nealis et Erb 1993, USDA 1991 et 1992

Tableau 9. Mesures de lutte.

Court terme	Long terme
Enlèvement et destruction des masses d'œufs	Surveillance et inspection des voyageurs
Piégeage de masse	Surveillance et inspection des marchandises
Barrières	Méthodes sylvicoles
Insecticides	Lutte biologique
Lâcher d'individus stériles	Recherche
Lutte biologique	Éducation
	Support médiatique

Tableau 10. Coléoptères du bois et de l'écorce introduits ou interceptés au Canada après 1992.

Espèces	Année d'introduction / établissement
Longicornes (cérambycidés)	
Anoplophora glabripennis	1992
Anoplophora nobilis	1992
Arhopalus sp.	1994
Tetropium castaneum	1994
Espèces corticoles et mycétophages (scolytidés)	
Pityogenes chalcographus	1994
Pityogenes saalasi	1994
Hylurgus ligniperda	1994
Xyleborus affinis	1994
Cyrtogenius brevior	1994
Longicornes (cérambycidés)	
**Phymatodes testaceus*	1997
Trichoferus campestris	1997
Bark and Ambrosia beetles (Scolytidae)	
Euwallacea validus	1997
Cyrtogenius brevior	1997-98
Xylosandrus crassiusculus	1997
**Trypodendron domesticum*	1997-98
**Xyleborinus alni*	1995-98
**Xyleborus perforans*	1995-97
**Xylosandrus germanus*	1995-98
**Xyloterinus politus*	1997-98

* Espèce déjà établie au Canada au moment de sa découverte

Source: Humble et al. 1999;
L. Humble, Service canadien des forêts, Victoria, communication personnelle;
L.A. Humble, E.A. Allen, R.W. Duncan et J.D. Bell. 1999. Distribution and abundance of non-indigenous bark- and wood-boring beetles in British Columbia. Manuscrit inédit. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Victoria (C.-B.)

Neuf coléoptères xylophages exotiques ont été interceptés en Colombie-Britannique entre 1992 et 1994 : quatre longicornes et cinq scolytes corticoles ou mycétophages. Neuf autres coléoptères non indigènes de l'écorce ou du bois ont été trouvés entre 1995 et 1999. Six de ces espèces se sont déjà établies dans les forêts de l'Ouest (Humble, communication personnelle). Des recherches de Humble *et al.* (L.A. Humble, E.A. Allen, R.W. Duncan et J.D. Bell. 1999. Distribution and abundance of non-indigenous bark- and wood-boring beetles in British Columbia. Manuscrit inédit. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Victoria [C.-B.]) ont révélé que trois des nouveaux coléoptères mycétophages introduits peuvent attaquer à la fois des feuillus et des conifères. Depuis 1995, le nombre de coléoptères xylophages non indigènes connus en Colombie-Britannique a doublé (Humble *et al.*, 1999). À certains endroits, l'élément exotique représente plus de 97 % de tous les coléoptères corticoles et mycétophages (ambrosia) attaquant les arbres feuillus morts ou moribonds.

Effets économiques d'un coléoptère indigène

Le SCF a entrepris des recherches sur l'impact potentiel de coléoptères récemment introduits qui attaquent l'écorce et le bois des arbres. En considérant les répercussions d'une espèce indigène, on peut se faire une idée de l'ampleur et des effets potentiels des nouvelles introductions. L'impact de deux coléoptères mycétophages indigènes (Trypodendron lineatum et Gnathotrichus sulcatus) sur l'économie de la région côtière de la Colombie-Britannique a été abondamment étudié (McLean, 1985 et 1992; Orbay *et al.*, 1994). Ces études fournissent des estimations des pertes annuelles de bois, attribuables aux coléoptères, qui touchent l'industrie forestière de cette région[9].

On a estimé que le bois vendu sur le marché de Vancouver, en 1980-1981 (18 millions de mètres cubes), avait été attaqué par des coléoptères mycétophages dans une proportion de 30 % en moyenne (McLean, 1985). Après application des paramètres spécifiques de dégradation aux proportions des volumes endommagés par les insectes, on a estimé que le volume de bois infesté représentait 1,38 million de mètres cubes par année. La perte totale pour l'industrie forestière, en 1980-1981, serait d'environ 64 millions de dollars (en dollars de 1981) en prenant 46 $ par m^3 comme valeur du bois dégradé (McLean, 1985).

Selon une étude récente, 14 % des grumes échantillonnées dans la région côtière de la Colombie-Britannique, entre octobre 1990 et septembre 1991, étaient infestées (Orbay *et al.*, 1994). On a estimé que 80 % des attaques s'étaient produites dans la forêt au moment du vol printanier des coléoptères. Les pertes résultant de la dégradation du bois par les infestations de mycétophages varient de 8,17 $ le m^3 pour les sciages multilames à 77,40 $ le m^3 pour les sciages de haute qualité dans le cas de la pruche. On a estimé que MacMillan Bloedel Ltd., importante société de produits forestiers installée sur la côte de la Colombie-Britannique, a perdu 11 millions de dollars en 1991 à cause de la dégradation causée par une espèce mycétophage particulière, *Trypodendron lineatum*[10]. Comme les effets des ravageurs sur les arbres (qualité du bois, croissance et mortalité) varient considérablement, on ne peut faire d'extrapolations pour l'ensemble de l'industrie forestière. L'impact mesuré dans ces études se limitait à la dégradation due aux coléoptères xylophages. Des coléoptères exotiques réputés capables de tuer des arbres causeraient encore plus de dommages aux ressources en bois et auraient donc un impact économique encore plus marqué.

Un autre impact économique potentiel des ravageurs forestiers est lié aux restrictions des importations imposées pour réduire le risque d'introduction de ravageurs qui pourraient se cacher dans le bois vert ou les copeaux de bois. L'Australie, par exemple, envisage de restreindre ses importations de bois vert du Canada et d'autres pays pour réduire le risque d'introduction de coléoptères mycétophages étrangers.

[9] Cette analyse porte uniquement sur le bois des vieilles forêts (c.-à-d. des arbres mûrs de gros diamètre). On ne connaît pas l'impact sur le bois des forêts de seconde venue.

[10] En 1999, une société américaine, Weyerhaeuser Ltd., a acheté MacMillan Bloedel Ltd.

Prise de décision en matière de gestion des ravageurs exotiques

Risque et incertitude

L'ampleur des répercussions potentielles des introductions de ravageurs exotiques indique la nécessité de prendre des décisions systématiques et prudentes sur la manière de gérer la lutte contre ces organismes (Norton et Mumford, 1993). L'incertitude est l'un des facteurs décisifs qui jouent sur les décisions relatives à l'introduction et à l'impact des ravageurs exotiques. Selon Goodwin et Wright (1991), toute décision comporte habituellement les éléments suivants :

- objectifs multiples;
- incertitude dans son sens le plus large, y compris le caractère aléatoire, l'imprécision, le flou, le manque de données, l'erreur humaine et l'incertitude quant à l'introduction, à l'établissement, à la dissémination et à l'impact potentiel du ravageur exotique; (Les données disponibles souffrent d'imprécision en raison des méthodes de mesure et d'évaluation des pertes, qui diffèrent [et souvent n'existent pas]. Par ailleurs, l'incertitude est intrinsèquement liée à la perception du risque des différents décideurs et intervenants.)
- structure complexe;
- séquence des décisions à prendre;
- intervenants multiples.

Dans la théorie de la décision, on distingue ordinairement deux catégories de renseignements incomplets : le « risque » et l'« incertitude ». On considère qu'un événement présente un risque si toutes ses conséquences possibles et la probabilité qu'il se produise sont connues. En l'absence de l'une ou l'autre de ces conditions, on considère que l'événement comporte des incertitudes. Dans le présent rapport, le terme « incertitude » est utilisé dans son sens large, c'est-à-dire qu'il englobe à la fois le risque et l'incertitude. L'incertitude caractérise chaque étape d'une invasion biologique, mais son ampleur varie d'une étape à l'autre. Elle est maximale à l'étape de l'introduction d'espèces non indigènes quant à ce qui peut arriver, à quel moment et où cela peut se produire.

Beaucoup de chercheurs conviendraient que les invasions de ravageurs exotiques et leur impact se caractérisent plus par leur incertitude que par le risque qu'ils présentent. Néanmoins, l'analyse de risque est l'option préférée dans les études sur les invasions biologiques. L'une des raisons possibles de ce choix méthodologique tient au fait que les analyses décisionnelles et économiques existantes ont tendance à considérer le risque plutôt que l'incertitude (Perrings, 1995).

Dans une des premières utilisations du mot « risque », en analyse décisionnelle, celui-ci a été défini dans un contexte relatif au degré de certitude quant à l'état de la nature. Dans cette étude, le risque est défini comme « une mesure de la probabilité d'effets négatifs et de la gravité de ces effets » (Lowrance, 1976; Haimes, 1998). Cette définition tient compte à la fois de la probabilité qu'un événement indésiré se produise et de la gravité de ses conséquences. Ce concept du risque est utilisé par l'ACIA (1999) et l'USDA (1991, 1992, 1998a) dans les études d'évaluation des risques phytosanitaires (Orr *et al.*, 1993).

L'analyse du risque doit être intégrée à un processus de décision plutôt qu'en être séparée. Son objectif est de déterminer toutes les sources possibles de risques (connues et inconnues) ainsi que toutes les répercussions potentielles (notamment, mais non exclusivement, celles qui se sont déjà fait sentir) et d'évaluer ces répercussions. La mise en lumière des risques et des conséquences qui y sont liées permet d'élaborer des politiques pour composer avec la menace et des stratégies pour réduire ou éviter les pertes.

Deux groupes de questions ressortent dans un processus d'analyse du risque. Un groupe, composant ce qu'on appelle l'évaluation du risque, s'intéresse aux événements qui peuvent mal tourner, à la possibilité qu'ils se produisent et à leurs conséquences. L'évaluation du risque est un ensemble d'activités bien définies qui aident les décideurs à déterminer, à quantifier et à évaluer le risque associé à certains phénomènes naturels ou à certaines activités humaines (Haimes, 1998).

Le second groupe de questions concerne la gestion du risque et considère les options pour empêcher que le risque ne se matérialise ou en limiter les conséquences. La gestion du risque peut se définir comme « la recherche de l'équilibre optimal entre des avantages incertains et des pertes incertaines » (Haimes, 1998). Dans le contexte des introductions de ravageurs exotiques, la gestion du risque devrait préconiser des mesures pour réduire au minimum le risque d'introduction et d'établissement d'un organisme nuisible et son impact négatif potentiel sur l'économie, l'environnement et la santé sans porter atteinte à la circulation des biens et des personnes aux échelles internationale et nationale. Cet objectif correspond à un des buts généraux de l'analyse environnementale, qui vise à favoriser la gestion durable pour équilibrer les avantages, les risques et les coûts en regard « à la fois des personnes et de l'environnement », maintenant et à l'avenir (National Research Council, 1993). Un résumé des questions qui se posent relativement à l'évaluation et à la gestion du risque est présenté au tableau 11.

Les champs de l'évaluation et de la gestion du risque se chevauchent quelque peu, mais il est possible de les délimiter, dans le contexte des introductions de ravageurs exotiques, de manière à ce que différentes étapes de l'analyse du risque soient examinées et évaluées.

Dans toute analyse du risque, il est particulièrement difficile de quantifier à la fois l'impact environnemental et les attitudes des gens à l'égard du risque (leurs perceptions du risque). Dans l'analyse décisionnelle traditionnelle, l'approche basée sur la valeur probable du risque est largement acceptée (Goodwin et Wright, 1991). La valeur probable des effets négatifs correspond à la probabilité d'un impact négatif multipliée par la gravité de cet impact (Kim, 1983). La valeur probable du risque représente donc le risque moyen. Son utilisation comme unique critère d'évaluation du risque peut toutefois conduire à des conclusions erronées.

Même dans l'analyse décisionnelle traditionnelle, on insiste sur l'importance de tenir compte de l'attitude des décideurs à l'égard du risque dans le processus de sélection d'un plan d'action, car en général, les personnes ne sont pas neutres devant le risque. Cela est particulièrement notable lorsqu'il s'agit de menaces environnementales aux conséquences potentiellement désastreuses. Qu'ils soient de nature audacieuse ou prudente, les décideurs ne voudront pas accepter une décision dont le choix reposerait sur la valeur probable du risque (Haimes, 1998). Dans des évaluations du risque, effectuées récemment, concernant des importations de bois aux États-Unis, une approche prudente a été adoptée quant à la prise de décision, qui se fonde sur le risque maximum plutôt que sur le risque moyen (USDA, 1991, 1992, 1993, 1994 et 1998a,b,c).

La valeur de l'analyse des risques phytosanitaires dépend de la qualité et de l'exhaustivité de l'information sur les aspects biologiques et écologiques des espèces nuisibles en cause et leur portée économique. Cependant, l'acquisition des données nécessaires coûte très cher et demande beaucoup de temps. Les coûts des récentes évaluations de l'USDA sur les risques phytosanitaires associés aux importations de bois brut aux États-Unis vont de 28 000 $ pour une étude sur le bois de Nouvelle-Zélande, en 1992, à 500 000 $ pour une autre, en 1991, sur les importations de Sibérie (USDA, 1991 et 1992). Ces coûts ne comprennent pas les salaires du personnel des organismes gouvernementaux. Toutefois, étant donné les répercussions potentielles de transfert d'organismes exotiques, les frais de ces études représentent de sages investissements.

Tableau 11. Questions qui se posent en analyse du risque.

Évaluation du risque[a,b]	Gestion du risque[b]
Qu'est-ce qui pourrait mal tourner?	Que peut-on faire?
Quelle est la probabilité que cela se produise?	Quelles sont les options disponibles? Quels sont les choix en fonction des coûts, des avantages et du risque?
Quelles en seraient les conséquences?	Quel impact auront les décisions de gestion d'aujourd'hui?

Source: a) ACIA (1999), b) Haimes (1998), Orr et al. *(1993)*

Analyse d'invasions

Comme nous l'avons déjà mentionné, la dissémination est ordinairement l'étape à laquelle l'invasion d'un ravageur exotique peut être constatée. Elle a donc reçu beaucoup d'attention de la part des spécialistes de la forêt et des scientifiques. Historiquement, des mesures ont été mises au point et appliquées afin d'atténuer les effets négatifs de la dissémination de ces organismes. Certaines ont réussi à ralentir la dissémination des organismes envahissants et à en réduire l'impact écologique, économique et social. Vu l'augmentation continue des introductions, il deviendra très difficile de trouver les ressources humaines et financières requises pour atténuer les répercussions.

Les interventions, en ce qui concerne les invasions d'organismes exotiques, sont rendues plus difficiles par la réduction des choix à cet égard[11]. Plusieurs facteurs concourent à l'élimination rapide des options d'ordre chimique et biologique : augmentation des coûts d'homologation, amélioration de l'information sur l'efficacité, considération des répercussions sur d'autres organismes et opposition accrue du public[12]. Des recherches continuent d'être consacrées aux agents de lutte, aux options sylvicoles et à la sélection génétique[13]. Cette diminution des choix a lieu à un moment où l'expansion mondiale du commerce et des voyages, la vitesse de déplacement, le transport combiné, les véhicules de transport et les efforts faits pour accroître les espaces verts en milieu urbain augmentent le risque de transmission d'organismes exotiques. Dans ce contexte, il faut absolument avoir pour priorité de prévenir de nouvelles introductions.

La stratégie la plus rationnelle relativement aux invasions biologiques est de s'attaquer aux sources d'introduction. Il faut obliger les exportateurs à s'assurer que le matériel d'emballage et d'expédition est traité pour empêcher la transmission d'organismes exotiques. Cela n'éliminera pas le potentiel de transmission, mais cela devrait réduire considérablement les introductions, puis permettre de répartir plus efficacement les maigres ressources quand des introductions se produisent. Le développement multilatéral réduira la mise en place de barrières non tarifaires et aidera à assurer un cadre d'équité financière entre les négociants.

Les mesures contre les invasions de ravageurs exotiques peuvent être classées en fonction du stade d'invasion auquel elles s'appliquent. Le tableau 12 indique, pour chaque stade, le niveau d'incertitude, les moyens de prévention et les mesures d'atténuation possibles, le degré de leur succès et leur coût. Bien qu'exprimées en termes qualitatifs, ces estimations ont montré leur utilité dans l'évaluation des risques phytosanitaires (Orr *et al.*, 1993; USDA, 1998a).

[11] La gamme des options relativement à la lutte comprend : appâts et attractifs, fumigants, répulsifs et barrières dans des espaces physiquement restreints, pièges, poisons, agents biologiques, allocation de primes et exploitation commerciale, enlèvement mécanique. Cette dernière catégorie comprend la récolte des arbres.

[12] Par exemple, en vertu du Protocole de Montréal, l'emploi du bromure de méthyle comme pesticide doit être éliminé d'ici 2005.

[13] Les protestations publiques récentes, de plus en plus bruyantes, concernant l'emploi d'organismes génétiquement modifiés et les actions directes ciblant divers matériels de pépinière laissent entrevoir un avenir difficile pour les options en ce qui concerne la sélection et la manipulation génétiques (voir Hogan et Wilson, 2000).

Tableau 12. Classification des mesures de lutte par stade d'invasion.

Stade d'une invasion biologique	Niveau d'incertitude/ de risque	Mesure contre l'invasion	Succès	Coût
Introduction	Incertitude très élevée	Prévention	(relativement) élevé	(relativement) faible
Établissement	Incertitude élevée	Éradication	Modéré	Modéré
Dissémination	Risque élevé	Suppression, contrôle	Faible	Élevé

Traités et conventions

Une approche multidisciplinaire et la collaboration de nombreux intervenants seront nécessaires pour identifier les ravageurs exotiques, estimer leur impact et réagir comme il se doit devant la menace qu'ils représentent. Divers mécanismes de réglementation ont été mis en place dans le cadre d'accords internationaux modernes pour répondre à des préoccupations environnementales. Environ 175 traités relatifs à l'environnement ont été adoptés depuis la signature du premier traité environnemental en 1902. Bright (1998) a relevé 23 accords à l'échelle mondiale ou régionale traitant formellement d'organismes exotiques. Malheureusement, la question des invasions d'organismes exotiques a été abordée avec beaucoup de circonspection et de façon limitée dans ces traités[14]. La réglementation internationale est par conséquent plutôt faible relativement à la transmission des espèces exotiques. Le traité international le plus pertinent est la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV) de 1951. Ce traité visait à offrir un mécanisme de protection phytosanitaire des cultures et ciblait les ravageurs exotiques passibles de quarantaine, une catégorie très restreinte d'espèces envahissantes étrangères. Des modifications ont été apportées à cette convention en 1997 pour en assurer la conformité avec les normes phytosanitaires de l'OMC. La CIPV établit un cadre de coopération internationale en matière de lutte contre les ravageurs en agriculture, uniformise la terminologie et les méthodes, fixe des exigences et instaure des pratiques en ce qui concerne la quarantaine, puis crée un mécanisme de règlement des différends. L'empressement variable des pays à l'appliquer et le manque de fonds pour la mettre en œuvre ont limité son efficacité à réduire les introductions d'organismes potentiellement nuisibles par le biais de l'expédition de marchandises. Une faiblesse plus fondamentale de la Convention, comme instrument général de réglementation, réside dans le fait qu'elle met l'accent de façon explicite sur les plantes commerciales. Aucun effort international similaire n'est fait pour protéger les plantes indigènes non commerciales et aucune convention comparable n'existe relativement à la faune.

On a avancé qu'un autre traité pourrait servir de modèle pour améliorer la réglementation internationale en matière de transmission d'organismes exotiques. Il s'agit de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). Adoptée en 1973, cette convention porte sur les mouvements internationaux de plantes et d'animaux menacés d'extinction. La CITES a réussi à empêcher l'extinction de certaines espèces, mais elle comporte un certain nombre d'imperfections fondamentales qui font obstacle à son utilisation comme modèle pour réglementer la transmission d'organismes exotiques. Par exemple, elle exclut les voies d'introduction non commerciales, comporte une option de retrait, laisse beaucoup de place au comportement stratégique de la part des pays exportateurs et manque de dispositions efficaces relativement à son application. Une autre limite fondamentale de la CITES réside dans le fait qu'elle ne tient compte que des espèces identifiées. Or, une des caractéristiques qui ressortent de l'étude des invasions biologiques connues est la difficulté de prévoir quelles espèces exotiques réussiront à s'implanter à un nouvel endroit et à devenir des ravageurs. En dépit de ces contraintes et d'autres restrictions, une réglementation efficace contre les invasions d'organismes exotiques nécessitera un engagement à l'échelle internationale, de la coopération et des instruments juridiquement contraignants pour prévenir la transmission de différentes espèces entre partenaires commerciaux (et surtout entre différentes zones écologiques).

Outre les traités, dont beaucoup sont assortis d'accords juridiquement contraignants, il existe d'autres instruments juridiques internationaux qui tentent de réglementer les mouvements d'organismes à l'échelle de la planète. Certains d'entre eux comprennent des codes s'appliquant à divers secteurs ou industries telles la pêche, la foresterie et l'agriculture. Pour lutter contre les organismes exotiques, des mesures préventives sont nécessaires à tous les niveaux, de l'échelle internationale à l'échelle locale. Il est essentiel de bien sensibiliser et informer le public concernant les répercussions potentielles de l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces étrangères. Il importe également de mettre à profit les moyens de communication électroniques. Par exemple, le nombre croissant de sites Web consacrés aux organismes exotiques devrait permettre une action internationale plus efficace dans ce domaine.

[14] La Convention internationale pour la protection des végétaux, la Convention sur la diversité biologique et la Convention sur le droit de la mer sont des traités multilatéraux qui pourraient influer sur la transmission d'organismes exotiques. Celle sur le droit de la mer n'est pas entrée en vigueur, n'ayant pas été ratifiée par le nombre minimal requis de pays. Les dispositions de la Convention de la diversité biologique à ce sujet sont plutôt vagues.

Sources d'information

L'information sur les organismes exotiques est dispersée. On la trouve dans les publications et les bulletins techniques, auprès des groupes de discussion de spécialistes et des organismes de réglementation. C'est peu pratique et cela en retarde la diffusion. Cela retarde également la solution des problèmes. On aurait besoin d'une vaste base de renseignements qui serait mise à jour régulièrement et accessible facilement. Des bases de données électroniques bien conçues, mais limitées, ont déjà été établies par plusieurs organismes gouvernementaux et établissements universitaires (NBII, 1999; CERES, 1999). Un exemple, à l'échelle régionale, est le Système d'information sur les ravageurs forestiers exotiques de l'Amérique du Nord, créé par la Commission forestière de l'Amérique du Nord (CFAN, 1998)[15].

Conclusions

La performance économique du Canada repose grandement sur le commerce international, et les produits forestiers sont la plus importante source de bénéfices d'exportation nets du pays. Dans ce contexte de dépendance commerciale, les invasions d'organismes exotiques représentent un risque évident. Les répercussions potentielles de telles invasions sont particulièrement inquiétantes, vu l'immensité du territoire forestier canadien et la contribution commerciale importante des forêts. Ces invasions représentent aussi une menace aux contributions non commerciales, considérables, des écosystèmes forestiers canadiens. Beaucoup d'organismes exotiques sont transportés avec le bois et les produits de bois brut, y compris le matériel d'expédition et d'emballage. S'ils survivent durant le transport et trouvent un hôte approprié près de leur point d'entrée, ils peuvent s'établir puis se disséminer. La dissémination des ravageurs forestiers exotiques au-delà des zones infestées peut avoir un impact considérable sur les ressources forestières canadiennes et, de ce fait, de graves conséquences économiques, écologiques et sociales. Elle peut également bloquer ou restreindre l'accès à des marchés internationaux en incitant certains pays à établir des barrières commerciales pour réduire leur exposition à la transmission des organismes en cause.

Les estimations disponibles sur l'impact des invasions d'organismes exotiques sont limitées tant sur le plan de la portée que sur celui des méthodes employées. Elles donnent cependant un bon aperçu de l'ampleur possible de l'impact causé par les ravageurs exotiques envahissants. Du point de vue écologique, les espèces exotiques envahissantes représentent une menace pour les espèces indigènes. Le Comité sur le statut des espèces en péril au Canada estime que 25 % des espèces en voie de disparition et 31 % des espèces menacées, au Canada, sont d'une certaine façon en péril à cause d'espèces exotiques. Aux États-Unis, les pertes annuelles de bois attribuables aux ravageurs exotiques sont estimées à 4 milliards ($US) (Pimentel *et al.*, 1999). Au Canada, les pertes annuelles dues aux ravageurs forestiers ont été évaluées à 61 millions de mètres cubes, équivalant au tiers environ de la récolte commerciale annuelle (SCF, 1999c, 1998 et 1997). Une réduction correspondante de la récolte de bois représente, pour le gouvernement, une perte annuelle d'environ 720 millions de dollars en droits de coupe, en redevances et en revenus locatifs. Les coûts sociaux liés aux invasions de ravageurs exotiques comprennent, outre l'accroissement de la frustration du public devant la capacité limitée des gouvernements et des scientifiques à trouver et à mettre en place des moyens acceptables de contrer le problème, les pertes relatives aux valeurs esthétiques et spirituelles, les répercussions sur la santé humaine et les perturbations du commerce.

D'après l'information disponible, on peut s'attendre à ce que le risque d'introduction et de dissémination d'organismes exotiques s'accentue avec l'augmentation du volume des échanges et du nombre de partenaires commerciaux. L'expansion de certaines industries naissantes, comme l'aquaculture, favorisera les invasions d'espèces exotiques. Le changement climatique devrait aussi y contribuer (OTA, 1993). Il est également probable qu'un certain nombre d'organismes exotiques envahissants se révéleront nuisibles.

Il importe d'établir, à l'égard des ravageurs les plus menaçants pour les forêts d'Amérique du Nord, des profils de risque similaires à ceux produits pour les épidémies de maladies humaines, les catastrophes nucléaires et diverses menaces environnementales. Avant de proposer et d'appliquer des méthodes d'atténuation, il faut mettre au point

[15] Un deuxième exemple est le site Web sur les ravageurs forestiers, qui comprend une section sur les organismes exotiques, maintenu par des étudiants de l'University of British Columbia (UBC, 1999).

Bibliographie

Agence Canadienne D'inspection Des Aliments (ACIA). 1999. Évaluation des risques phytosanitaires. Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa (ON). (Site Web : http://www.cfia-acia.agr.ca/)

Allen, E.A. 1999. Interception d'insectes exotiques dans le bois d'arrimage et d'emballage. Service canadien des forêts. (Site Web : http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca/health/exotics_f.htm)

Allen, E.A.; Humble, L.M.; Humphreys, N.; Duncan, R.W.; Bell, J.; Gill, B. 1998. « Do imports of granite blocks and wire ropes pose a risk to Canada's forests? ». North American Plant Protection Organization Abstracts, 22nd Annual Meeting. Halifax (Canada), 20-22 octobre 1998.

Berghdal, D.R. 1988. « Impact of pinewood nematode on North America: present and future ». Journal of Nematology 20: 260-265.

Bright, C. 1998. Life out of bounds. Bioinvasion in a borderless world. W.W. Norton & Company, New York.

Bureau de liaison du Processus de Montréal. 1997. Rapport du Canada sur les critères et les indicateurs du Processus de Montréal pour la conservation et l'aménagement durable des forêts tempérées et des forêts boréales. Groupe de travail sur les critères et les indicateurs pour la conservation et l'aménagement durable des forêts tempérées et des forêts boréales. Ottawa (ON).

California Environmental Resources Evaluation System (CERES). 1999. Invasive species. California Resource Agency, Sacramento (CA). (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://ceres.ca.gov/cgi-bin/theme)

Cochran, M. 1992. Non-indigenous species in the United States: economic consequences. Rapport préparé pour l'Office of Technology Assessment. Washington (DC).

Commission forestière de l'Amérique du Nord (CFAN). 1998. Système d'information sur les ravageurs forestiers exotiques d'Amérique du Nord. Commission forestière de l'Amérique du Nord. (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://www.exoticforestpests.org/). Ottawa (ON).

Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF). 1999. Programme national de données sur les forêts (PNDF). Conseil canadien des ministres des forêts. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON). (Site Web http://nfdp.ccfm.org)

Dale, P.S.; Maddison, P.A. 1984. « Transport services as an aid to insect dispersal in the South Pacific ». Pages 225-256 dans M. Laird, éd. Commerce and the spread of pests and disease vectors. Praeger Publishers, New York.

Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmanek, M.; Williamson, M. (éditeurs). 1989. Biological invasions: a global perspective. SCOPE 37. Wiley, Chichester (R.-U.).

Filip, G.M.; Morrell, J.J. 1996. « Importing Pacific Rim wood: pest risks to domestic resources ». Journal of Forestry 94 (10): 22-26.

Gibbs, J.N. 1978. « Intercontinental epidemiology of Dutch elm disease ». Annual Review of Phytopathology 16: 287-307.

Gibbs, J.N.; Wainhouse, D. 1986. « Spread of forest pests and pathogens in the northern hemisphere ». Forestry 59: 142-153.

Goodwin, P.; Wright, G. 1991. Decision analysis for management judgment. John Wiley & Sons, Chichester (R.-U.).

Gottschalk, K.W. 1990. « Economic evaluation of gypsy moth damage in the United States of America ». Pages 236-246 dans Comptes rendus, Division 4, XIXe Congrès mondial. Comité canadien d'organisation du Congrès mondial de l'IUFRO, Montréal (Canada).

Gross, H.L.; Roden, D.B.; Churcher, J.J.; Howse G.M.; Gertridge, D. 1992. Pest-caused depletions to the forest resource of Ontario, 1982-1987. Forestry Canada, Ontario Region, Sault Ste. Marie (Ontario), 23 p. Joint Report 17.

Haack, R.A.; Byler, J.W. 1993. « Insects and pathogens: regulators of forest ecosystems ». Journal of Forestry 37: 32-37.

des méthodes normalisées d'estimation des répercussions économiques. Des méthodes de détection améliorées, appliquées efficacement, sont aussi des composantes essentielles d'un programme complet de réduction du risque et de l'impact associés aux ravageurs exotiques envahissants.

Une condition essentielle à tout régime efficace de lutte dans ce domaine est l'engagement multilatéral à s'attaquer au problème du transfert à sa source. Cela comprend des engagements financiers pour informer – et former – les nouvelles nations commerçantes sur les mesures à prendre pour lutter contre les introductions au point de départ, de manière à réduire le risque de transmission des ravageurs.

Enfin, il importe d'évaluer objectivement, au niveau national, le cadre institutionnel de la lutte contre les ravageurs exotiques afin de vérifier si les programmes que le Canada a en place renforcent efficacement ses barrières naturelles (comme l'étendue géographique et la complexité biologique) pour contrer la dissémination des ravageurs exotiques.

Hagenbaugh, B. 1999. Clinton goes to battle against destructive exotic pests. Reuters News Service, 3 février 1999. (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://forests.org/archive/america/c/goesba.htm)

Haimes, Y.Y. 1998. Risk modeling, assessment, and management. John Wiley & Sons, New York (NY).

Hall, J.P. (compilateur). 1992. Insectes et maladies des arbres au Canada 1989. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Hall, J.P. (compilateur). 1994. Insectes et maladies des arbres au Canada 1992. Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Hall, J.P.; Moody, B. 1994. Décroissement causé par les insectes et les maladies des arbres au Canada de 1982 à 1987. Relevé des insectes et des maladies des arbres. Rapport d'information ST-X-8. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Hammond, D. 1995. Forestry handbook. New Zealand Institute of Forestry, Christchurch, Nouvelle-Zélande.

Hengeveld, R. 1989. Dynamics of biological invasions. Chapman and Hall, New York (NY).

Heywood, V.H. 1989. « Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants ». Pages 31-60 dans J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek et M. Williamson, éditeurs. Biological invasions: a global perspective. SCOPE 37. John Wiley & Sons, New York (NY).

Heywood, V.H.; Watson, R.T. (éditeurs). 1995. Global biodiversity assessment. Publié pour le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Cambridge University Press, New York (NY).

Hogan, G.; Wilson, B. 2000. « Recent trends in forest management: the plantation experience ». Dans Environmental considerations: genetically modified trees. Atelier de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), tenu du 12 au 15 septembre 1999 à Trondheim, Norvège. Sous presse.

Hubbes, M. 1999. « The American elm and Dutch elm disease ». The Forestry Chronicle 75(2): 265-273.

Humble, L.A.; Allen, E.A.; Bell, J.D. 1999. Interceptions et établissement en Colombie-Britannique d'espèces exotiques de coléoptères perceurs du bois. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Victoria (C.-B.). (Site Web http://www.pfc.cfs.nrcan.gc.ca/biodiversity/exotics/index_f.html)

Industrie Canada. 1999. Strategis. (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://strategis.ic.gc.ca)

Kim, K.C. 1983. « How to detect and combat exotic pests ». Pages 262-319 dans C.L. Wilson et C.L. Graham, éditeurs. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York (NY).

Laird, M. 1984. Commerce and the spread of pests and disease vectors. Praeger Publishers, New York (NY).

Liebhold, A.M.; MacDonald, W.L.; Bergdahl, D.; Mastro, V.C. 1995. Invasion of exotic forest pests: a threat to forest ecosystems. Forest Science Monograph 30.

Lowrance, W. 1976. Of acceptable risk: science and the determination of safety. William Kaufmann, Los Altos (CA).

McLean, J.A. 1992. Tiny beetles. Expensive tastes. Rapport vidéo (20 min) de l'Ambrosia Beetle Task Force de 1990-1992. Biomedical Communications, University of British Columbia, Vancouver (C.-B.).

McLean, J.A. 1985. « Ambrosia beetles: a multimillion dollar degrade problem of sawlogs in Coastal British Columbia ». Forestry Chronicle 62(8): 295-298.

McNamara, D.G.; Smith, I.M. 1993. « Pine wood nematode – European reaction to an exotic pest ». Pages 167-173 dans D. Ebbels, éd. Plant health and the European single market. Compte rendu d'un symposium international tenu à l'University of Reading du 30 mars au 1er avril 1993. British Crop Protection Council, Surrey (R.-U.).

Moody, B.H. (compilateur). 1990. Insectes et maladies des arbres au Canada 1988. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Moody, B.H. (compilateur). 1993a. Insectes et maladies des arbres au Canada 1991. Relevé des insectes et des maladies des arbres. Forêts Canada, Ottawa (ON).

Moody, B.H. (compilateur). 1993b. Insectes et maladies des arbres au Canada 1990. Relevé des insectes et des maladies des arbres. Forêts Canada, Ottawa (ON).

Mooney, H.A.; Drake, J.A. (éditeurs). 1986. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Ecological Studies 58. Springer-Verlag, New York (NY).

National Biological Information Infrastructure Program (NBII). 1999. Reston (Virginia). (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://www.invasivespecies.gov/)

National Research Council. 1993. Issues in risk assessment. National Academy Press, Washington (DC).

Nealis, V.G.; Erb, S. 1993. A sourcebook for management of gypsy moth. Forestry Canada, Ontario Region, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie (ON).

Niemela, P.; Mattson, W.J. 1996. « Invasion of North American forests by European phytophagous insects ». BioScience 46 (10): 741-753.

Norton, G..A.; Mumford, J.D. 1993. « Decision analysis techniques ». Pages 43-68 dans G.A. Norton et J.D. Mumford, éditeurs. Decision Tools for Pest Management. CAB International, Wallingford (R.-U.).

Office of Technology Assessment (OTA). 1993. Harmful non-indigenous species in the United States. OTA-F-565. U.S. Congress, Office of Technology Assessment, Washington (DC).

Orbay, L.; McLean, J.A.; Sauder, B.J.; Cottell, P.L. 1994. « Economic losses resulting from ambrosia beetle infestation of sawlogs in coastal British Columbia ». Canadian Journal of Forest Research = Journal canadien de la recherche forestière 24:1266-1276.

Organisation mondiale du commerce (OMC). 1998. Rapport annuel 1997. Genève, l'Organisation.

Organisation mondiale du commerce (OMC). Statistiques du commerce international 2000. (Site Web – consulté en octobre 2000 : http://www.wto.org/french/res_f/statis_f/statis_f.htm)

Orr, L.; Cohen, S.D.; Griffin, R.L. 1993. Generic non-indigenous pest risk assessment process. United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Planning and Risk Analysis Systems, Policy and Program Development, Riverdale (MD).

Perrings, C. (coordonnateur). 1995. « Economic values of biodiversity ». Pages 823-914 dans V.H. Heywood et R.T. Watson, éditeurs. Global biodiversity assessment. Publié pour le Programme des Nations Unies pour l'environnement. Cambridge University Press, New York.

Pimentel, D.; Larch, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 1999. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University. (Site Web – consulté en septembre 2000 : http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species_costs.html)

Power, J.M. 1991. Quantification du dépérissement forestier causé par des infections, une méthode d'intégration du système informatique géographique et des technologies des bases de données. Institut forestier national de Petawawa, Forêts Canada, Chalk River (ON), 17 p.

Sailer, R.I. 1983. « History of insect introductions ». Pages 15-38 dans C.L. Wilson et C.L. Graham, éditeurs. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York (NY).

Service canadien des forêts (SCF). 1997. L'état des forêts au Canada 1996-1997. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Service canadien des forêts (SCF). 1998. L'état des forêts au Canada 1997-1998. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Service canadien des forêts (SCF). 1999a. Réseau sur la biodiversité des forêts. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. (Site Web : http://atl.cfs.nrcan.gc.ca/fbn/biodiv_f.html)

Service canadien des forêts (SCF). 1999b. Réseau de santé des forêts. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. (Site Web : http://atl.cfs.nrcan.gc.ca/fhn/health_f.html)

Service canadien des forêts (SCF). 1999c. L'état des forêts au Canada 1998-1999. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

Service canadien des forêts (SCF). 1999d. Les ravageurs forestiers étrangers : contexte du Programme scientifique du Service canadien des forêts. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa (ON).

United States Department of Agriculture (USDA). 1991. Pest risk assessment of the importation of larch from Siberia and the Soviet Far East. Miscellaneous Publication 1495. US Forest Service, Washington (DC).

United States Department of Agriculture (USDA). 1992. Pest risk assessment of the importation of *Pinus radiata* and Douglas-fir logs from New Zealand. Miscellaneous Publication 1508. US Forest Service, Washington (DC).

United States Department of Agriculture (USDA). 1993. Pest risk assessment of the importation of *Pinus radiata, Nothofagus dombeyi,* and *Laurelia philippiana* logs from Chile. Miscellaneous Publication 1517. US Forest Service, Washington (DC).

United States Department of Agriculture (USDA). 1994. Importation of logs, lumber, and other unmanufactured wood articles: environmental impact statement, July 1994. US Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service. Hyattsville (Maryland).

United States Department of Agriculture (USDA). 1998a. Pest risk assessment of the importation into the United States of unprocessed *Pinus* and *Abies* logs from Mexico. General Technical Report FPL-GTR-104. US Forest Service, Washington (DC).

United States Department of Agriculture (USDA). 1998b. Importation of logs, lumber, and other unmanufactured wood articles. Final supplement to the environmental impact statement, May 1998. Marketing and Regulatory Programs, Animal and Plant Health Inspection Service, Riverdale (MD).

United States Department of Agriculture (USDA). 1998c. Solid wood packaging material from China – initial pest risk assessment on certain wood boring beetles known to be associated with cargo shipments: Asian longhorned beetle (*Anoplophora glabripennis*), *Ceresium, Monochamus,* and *Hesperophanes*. (Site Web – consulté en octobre 2000 : http://www.aphis.usda.gov/ppq/ss/Interim_rule_PRA.htm)

University of British Columbia (UBC). 1999. Fetch 21. Department of Forestry. (Site Web : http://www.forestry.ubc.ca/fetch21/fetch21/FETCH21.html)

Wallner, W.E. 1996. « Invasive pests (biological pollutants) and U.S. forests: whose problem, who pays? ». EPPO Bulletin 26: 167-180.

Wallner, W.E. 1997. « Global gypsy - the moth that gets around ». Pages 63-70 dans Exotic Pests of Eastern Forests. Compte rendu d'une conférence tenue à Nashville (Tennessee) du 8 au 10 avril 1997. Tennessee Exotic Pest Plant Council and USDA Forest Service, US Forest Service, Washington (DC).

Westwood, A.R. 1991. « A cost benefit analysis of Manitoba's integrated Dutch elm disease management program 1975-1990 ». Proceedings of the Entomological Society of Manitoba 47: 44-59.

White, P.S. 1997. « Biodiversity and the exotic species threat ». Pages 1-7 dans Exotic Pests of Eastern Forests. Compte rendu d'une conférence tenue à Nashville (Tennessee) du 8 au 10 avril 1997. Tennessee Exotic Pest Plant Council and USDA Forest Service, US Forest Service, Washington (DC).

Williamson, M.; Fitter, A. 1996. « The varying success of invaders ». Ecology 77: 1661-66.

Wilson, C.L.; Graham, C. (éditeurs). 1983. Exotic plant pests and North American agriculture. Academic Press, New York (NY).

Annexe

Tableau A1. Insectes importants introduits dans les forêts du Canada.

Insecte	Année d'introduction	Hôtes principaux
Chestnut blight (*Cryphonectria parasitica*)	post-1904	American chestnut
Dothichiza canker (*Cryptodiaporthe populea*)	pre-1900	poplar
Tenthrède du mélèze (*Pristiphora erichsonii*)	1882	mélèze
Cul-brun (*Euproctis chrysorrhea*)	1902	feuillus
Tenthrède européenne du peuplier (*Trichiocampus viminalis*)	1904	peuplier, peuplier faux-tremble
Porte-case du mélèze (*Coleophora laricella*)	1905	mélèze
Grande mineuse du bouleau (*Heterarthus nemoratus*)	1905	bouleau
Puceron lanigère du sapin (*Adelges piceae*)	1908	sapin baumier, sapin gran dissime, sapin subalpin, sapin gracieux
Papillon satiné (*Leucoma salicis*)	1920	peuplier
Arpenteuse tardive (*Operophtera brumata*)	années 1920	chêne, érable, saule
Diprion européen de l'épinette (*Glipinia hercyniae*)	1922	épinette
Spongieuse (*Lymantria dispar*)	1924	chêne, bouleau, mélèze, tilleul, saule, érable à feuilles composées, aulne rugueux
Perce-pousse européen du pin (*Rhyacionia buoliana*)	1925	pin rouge, pin sylvestre, pin gris
Tenthrède du sorbier (*Pristiphora geniculata*)	1926	sorbier
Petite mineuse du bouleau (*Fenusa pusilla*)	1929	bouleau
Diprion importé du pin (*Diprion similis*)	1931	pin
Porte-case du bouleau (*Coleophora serratella*)	1933	bouleau, aulne, orme
Tordeuse de l'épinette (*Zeiraphera canadensis*)	1938	épinette
Diprion du pin sylvestre (*Neodiprion sertifer*)	1939	pin sylvestre, pin rouge
Mineuse européenne de l'épinette (*Epinotia nanana*)	1940	épinette de Norvège, épinette blanche
Galéruque de l'orme (*Pyrrhalta luteola*)	1945	orme
Petit scolyte européen de l'orme (*Scolytus multistriatus*)	1946	orme
Tenthrède-mineuse de Thomson (*Profenusa thomsoni*)	1948	bouleau
Hyponomeute des pommiers (*Yponomeuta malinella*)	1957	pommier
Cécidomyie européenne du pin (*Contarinia baeri*)	1964	pin sylvestre, pin rouge
Tenthrède-mineuse du bouleau (*Messa nana*)	1967	bouleau
Thrips du poirier (*Taeniothrips inconsequens*)	1989	érable à sucre, érable rouge
Grand hylésine des pins (*Tomicus piniperda*)	1993	pin, épinette

Source : Bureau de liaison du Processus de Montréal (1997); SCF (1999d)

Tableau A2. Maladies importantes introduites dans les forêts du Canada.

Maladie	Année d'introduction	Hôtes principaux
Chancre dothichizéen (*Cryptodiaporthe populea*)	avant 1900	peuplier
Brûlure du châtaignier (*Cryphonectria parasitica*)	après 1904	châtaignier d'Amérique
Rouille vésiculeuse du pin blanc (*Cronartium ribicola*)	1910	pin blanc
Brûlure du saule (*Venturia saliciperda*)	vers 1925	saule
Maladie hollandaise de l'orme (*Ophistoma ulmi*)	1944	orme
Chancre scléroderrien (*Gremmeniella abietina*)	1978	pin
Chancre du mélèze d'Europe (*Lachnellula willkommii*)	1980	mélèze
Maladie corticale du hêtre (*Nectria coccinea var. faginata* Lohm.)	1980	hêtre d'Amérique
avec la cochenille du hêtre (*Cryptococcus fagisuga*)	1980	hêtre d'Amérique
Chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavigignenti juglandacearum*)	1991	noyer cendré

Source : Bureau de liaison du Processus de Montréal (1997); SCF (1999d)